REVISTA
ESPAMCIENCIA
para el agro

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López

ISSN-e: 1390-8103

VOLUMEN
14
N°1
ENERO-JUNIO 2023

humanidades EDITORIAL

latindex BASE REDIB Red Iberoamericana de Innovación y Conocimiento Científico MIAR Matriz de Información para el Análisis de Revistas PERIÓDICA Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias OAJI.net Dialnet

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

ASSOCIATION BETWEEN REPRODUCTIVE TRAITS AND MILK YIELD, IN CROSSBRED HEIFERS

ASOCIACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS REPRODUCTIVAS Y PRODUCCIÓN DE LECHE, EN NOVILLAS MESTIZAS

Rafael Maria Román Bravo[1*], José Atilio Aranguren Méndez[1], Rogelio Garcidueñas Piña[2], Benjamín Gómez Ramos[2], Alfredo Nicanor García Gavidia[1], Edelmira Criseida Márquez Carrera, Soto Belloso, Eleazar[1]

[1]Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela
[2]Tecnologico Nacional de México/IT del Valle de Morelia, Morelia – Michoacán, México

Email: rafael.roman@fcv.luz.edu.ve

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
12/03/2023

Aceptado:
13/07/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):63-70

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.358

Abstract

This research was carried out in heifers from a crisscrossing program between the red Holstein and Brahman breeds, in Venezuela. (Co)variance components were estimated and the relationship between milk yield (P305), age (AGE1) and fertility at first service (FERT1) in virgin heifers was investigated. The analysis methodology was restricted maximum likelihood (REML), under a multivariate animal model. The mixed model included: the random effect of the animal; and the fixed effects of racial group, year-seasons of the event occurrence; for P305, the duration of lactation was also included as a covariate in quadratic form. Heritabilities were: 0.498 ± 0.022; 0.436 ± 0.020 and 0.024 ± 0.008, for P305, AGE1 and FERT1 respectively. Genetic correlations between: P305-AGE1; P305-FERT1 and AGE1-FERT1, were: -0.281±0.040; 0.238 ± 0.117 and -0.076 ± 0.123, these results suggest a favorable genetic association between P305-AGE1, as well as, between P305-FERT1. Weighted regression analysis of the averages breeding values on years, showed an improvement in P305 of 10.85 kg/year and a reduction of -0.1150 month/year in AGE1 representing 0.60 and 0.41% of the population means for those traits ($p < 0.01$); the annual genetic change for FERT1 was not significant ($p > 0.05$). The phenotypic changes in P305 and AGE1 were not significant ($p > 0.05$). It is concluded that there is no genetic antagonism between P305 and FERT1 and that it is possible to reduce AGE1 for decreasing the costs for generating replacement heifers, improving the rate of genetic change in P305.

Keywords: Milk yield, fertility, age first service, crossbred cattle.

Resumen

Esta investigación se realizó con novillas de un programa de cruzamiento entre las razas Holstein y Brahman roja, en Venezuela. Se estimaron los componentes de (co)varianza y se investigó la relación entre producción de leche (P305), edad (AGE1) y fertilidad al primer servicio (FERT1) en novillas vírgenes. La metodología de análisis fue bajo máxima verosimilitud restringida (REML), bajo un modelo animal multivariado. El modelo lineal incluía: el efecto aleatorio del animal; y los efectos fijos de grupo racial, años-temporadas de ocurrencia del evento; para P305, la duración de la lactancia también se incluyó como covariable en forma cuadrática. Las heredabilidades fueron: 0,498 ± 0,022; 0,436 ± 0,020 y 0,024 ± 0,008, para P305, AGE1 y FERT1 respectivamente. Las correlaciones genéticas entre: P305-AGE1; P305-FERT1 y AGE1-FERT1, fueron: -0,281±0,040; 0,238 ± 0,117 y -0,076 ± 0,123, estos resultados sugieren una asociación genética favorable entre P305-AGE1, así como entre P305-FERT1. El análisis de regresión ponderada de los valores genéticos promedios en años, mostró una mejora en P305 de 10.85 kg/año y una reducción de -0.1150 mes/año en AGE1 lo cual representa 0.60 y 0.41% de las medias poblacionales para esos rasgos ($p < 0.05$), el cambio genético anual para FERT1 no fue significativo ($p > 0,05$). Los cambios fenotípicos en P305 y AGE1 no fueron significativos ($p > 0,01$). Se concluye que no existe antagonismo genético entre P305 y FERT1 y que es posible reducir AGE1 para disminuir los costos de generación de vaquillas, mejorando la tasa de cambio genético en P305.

Palabras clave: Producción de leche, fertilidad, edad primer servicio, ganado mestizo.

INTRODUCTION

Reproduction is a complex multifactorial process, with high phenotypic variance, very little genetic variation, hence is very sensitive to environmental effects. The parturition of the cow triggers lactation, which is the fundamental source of income in dairy farms, therefore, breeder's objective must be focused on having efficient reproduction in the herd, this includes an early pregnancy with the least number of services. The cost of raising replacement heifers in farms are between 15 to 20% of the total costs in dairy farms (Fodor *et al*., 2020). In an experiment with dairy tropical creole heifers managing the feeding system has proved to improve age and weight at puberty and at the same time follicular dynamics (Severino *et al*., 2017). An age at first service of 17.7 months with a range between 14.5 and 23.8 months was reported for heifers (Muller *et al*., 2017). In Israel it has been suggested that the optimal age at first calving in Holstein is between 22 and 24 months (Weller *et al*., 2022a).

Heritability for milk yield at 305 days of lactation have been reported in the range of 0.15 to 0.50 in different populations of dairy cattle (Shalaby, 2005; Montaldo *et al*., 2010; Ayalew *et al*., 2017; Weller *et al*., 2022b). For reproductive traits, on the contrary, the additive variance is very low: a heritability of 0.012 has been reported for the 56-day non-return rate (Sun *et al*., 2009); for age at first service, values close to 0.06 have been published (Ayalew *et al*., 2017; Weller *et al*., 2022b), although a value of 0.128 was previously published (Abe *et al*., 2009). Heritability for first service fertility for this crossbred cattle and age group was estimated to be 0.03 by using a Gaussian model and 0.07 with a threshold model (Román *et al*., 2010). Despite having low heritability, reproductive and health traits are being incorporated into selection programs in some countries, it is interesting to see the evolution of selection indices in dairy cattle in Israel from 1985 to the present (Weller *et al*., 2022a; 2022b).

In dual purpose cattle, evidence of deterioration reproductive behavior was found when classifying the cows, according to the level of milk yield and recording first service fertility, a significant reduction was observed, with the increase of production level (Soto & Perea, 2014). Previously, studying a cause-effect relationship between production level and fertility, evaluating the effects of milk yield at 120 days in milk, on the number of services per conception, it was found that more services were required in Holstein, Jersey and Guernsey cows per each 100 kg of extra milk (Olds *et al*., 1979).

Negative estimates of the genetic correlation between age at first artificial insemination and milk yield, and therefore favorable, were reported previously (Abe *et al*., 2009; Weller *et al*., 2022b). However, some studies suggest a genetic antagonism between milk yield and reproductive performance (Shalaby, 2005; Windig *et al*., 2006; Getahun and Beneberu, 2023). Reports of the genetic correlations between age at first service and age at first calving are high and positive (Abe *et al*., 2009; Brzáková *et al*., 2019; Weller *et al*., 2022b; Getahun and Beneberu, 2023).

At the experimental level, working with the Jersey breed a genetic change of 39.90 Kg/year was reported by Román *et al*. (1999), representing 1.48% of the population average, which is very close to the maximum possible for this trait as it was suggested previously (Rendel and Robertson, 1950). Despite the change achieved on milk yield, correlated favorable changes, for age at first heat and duration of the period from parturition to first service were observed, only the change in the number of services per conception showed a positive slope, but very close to zero (Román *et al*., 1999).

The foregoing has motivated this research with the aims of estimating the genetic, environmental and phenotypic correlations between: milk production at 305 days; age and fertility at first service, as well as, the changes with time, in virgin heifers from a crisscrossing program in a tropical environment.

MATERIAL AND METHODS

This research was carried out using the databases of the "Mompox" farm which belongs to the Santa Ana farming, during the period 1989-2016. The records are kept electronically with the GanSoft© Software. The production unit is located in a sub-humid zone in the Lake Maracaibo basin, at 14 m.a.s.l, at 9° 30' 3" north latitude and 72° 20' 39" west longitude, further details may be found on previous work (Soto and Perea, 2014).

The animals belong to a population generated by a crisscrossing program between the Holstein and the red Brahman breeds mainly, as a strategy to combine the production levels of *Bos taurus*, with the adaptation ability of *Bos indicus* to hard weather conditions, hence, in this work, the records from the two resulting subpopulations at the time of the stabilization of the crossbreeding program were used.

For this research, only records belonging to first calving animals were used, corresponding to the variables: Milk yield at 305 days (P305), which was estimated by monthly supervision, but truncated to a maximum duration of 305 days; Age at first service (AGE1) by artificial insemination (AI), which was estimated as the difference between the date of the first recorded service and the date of birth expressed in months; finally, the fertility at first service (FERT1) was evaluated as a binomial variable coded as 0, for empty and 1 for pregnant, these last two variables were taken when the heifers were virgin. In

addition, lactation length (LL) and age at parturition (AGE1P) were reordered.

The model included the fixed effects of: predominant breed group in the animals with two levels, 2/3 Holstein 1/3 Brahman and 2/3 Brahman 1/3 Holstein; The months of the year were grouped into four seasons, based on the rainfall records of the farm, namely: season 1, months of December and January; season 2, months of February March; season 3, months of April, May and June; season 4, months of July, August, September and October. Contemporary groups were structured concatenating years and seasons, groups with less than four observations in each contemporary group were excluded.

The multivariate model can be written as:

$$\boldsymbol{y} = \boldsymbol{X\beta} + \boldsymbol{Zu} + \boldsymbol{e}$$

If we partition the data vector as $\boldsymbol{y}' = [\, \boldsymbol{y}_1' \;\; \boldsymbol{y}_2' \;\; \boldsymbol{y}_3' \,]$; and conveniently the incidence matrices of the fixed effects as: $\boldsymbol{X}' = [\, \boldsymbol{X}_1' \;\; \boldsymbol{X}_2' \;\; \boldsymbol{X}_3' \,]$; and the random effects matrix as: $\boldsymbol{Z}' = [\, \boldsymbol{Z}_1' \;\; \boldsymbol{Z}_2' \;\; \boldsymbol{Z}_3' \,]$, and if 1, 2 and 3, represent the variables: P305; AGE1 and FERT1, the statistical model can be expressed as the following linear combination (Searle, 1971; Mrode 2005):

$$\begin{bmatrix} \boldsymbol{y}_1 \\ \boldsymbol{y}_2 \\ \boldsymbol{y}_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \boldsymbol{X}_1 & \boldsymbol{0} & \boldsymbol{0} \\ \boldsymbol{0} & \boldsymbol{X}_2 & \boldsymbol{0} \\ \boldsymbol{0} & \boldsymbol{0} & \boldsymbol{X}_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \boldsymbol{\beta}_1 \\ \boldsymbol{\beta}_2 \\ \boldsymbol{\beta}_3 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \boldsymbol{Z}_1 & \boldsymbol{0} & \boldsymbol{0} \\ \boldsymbol{0} & \boldsymbol{Z}_2 & \boldsymbol{0} \\ \boldsymbol{0} & \boldsymbol{0} & \boldsymbol{Z}_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \boldsymbol{a}_1 \\ \boldsymbol{a}_2 \\ \boldsymbol{a}_3 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \boldsymbol{e}_1 \\ \boldsymbol{e}_2 \\ \boldsymbol{e}_3 \end{bmatrix}$$

The sub-matrices for the allocation of the fixed effects for P305 had the effect of racial group with two levels as above, the effect of year-calving season with 93 levels, and the LL as a quadratic covariate; the sub-matrices for the allocation of the fixed effects for AGE1 and FERT1, in addition to racial group, included 111 and 105 levels of year-seasons of the event occurrence, respectively.

For the estimation of the (co)variance components, the Wombat software was used (Meyer, 2022), selecting in the estimation strategy the option - -pxai, a hybrid algorithm consisting of a few initial expectation-maximization iterations followed by iterations with the REML average information algorithm. First, univariate analyzes were performed, estimating the additive variance of each trait from $\hat{\sigma}_A^2 = h^2 \hat{\sigma}_P^2$, where $\hat{\sigma}_P^2$ is the phenotypic variance of the random variable, estimated from the data of table 1 for each trait; the environmental component was estimated by difference. Subsequently, the univariate estimators were used as initial values and the genetic covariance components were estimated by using the equation: $\sigma_{A,y}\, \sigma_{Ax} r_{a(x,y)} = \sigma_{A(x,y)}$, analogously, the initial values for the environmental covariance components were estimated. The convergence criterion established a priori was $1x10^{-6}$.

For the description of the dispersion of the random effects of the model, it was considered that $\boldsymbol{G}_0$ is the additive genetic variance covariance matrix among the three traits submitted to the multivariate analysis, and likewise, $\boldsymbol{R}_0$ is the variance covariance matrix for the residuals; **A** is the matrix of the additive genetic relationships between the animals, **I** is an identity matrix and ⊗ represents the Kronecker product, the variances of the random effects are defined by the expression:

$$Var \begin{bmatrix} \boldsymbol{u}_i \\ \boldsymbol{e}_i \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \boldsymbol{G}_0 \otimes \boldsymbol{A} & 0 \\ 0 & \boldsymbol{R}_0 \otimes \boldsymbol{I} \end{bmatrix}$$

The required data files were built with the Statistical Analysis System (SAS, 2016), including one with the information of the three traits for the multivariate analysis.

RESULTS AND DISCUSION

The Pedigree file contained the identification of 17,544 animals with their ancestors, of the total number of animals 2024 belonged to the base population. There were 680 descendants of related animals, with an average inbreeding coefficient of 0.2976%, the average inbreeding among inbreed animals was 7.68%.

Table 1 shows the averages and standard deviations for: P305, FERT1 and AGE1, used as dependent variables in these analyses, in addition, LL and AGE1P are included.

The P305 of these animals is below the previously published value of 3504.02 for Holstein cattle in Ethiopia (Ayalew *et al.,* 2017) and very inferior to publications for the same breed in Israel, Egypt and Japan (Shalaby, 2005; Abe *et al.,* 2009; Weller *et al.,* 2022a) and in the Mexican republic with an average of 11499 kg milk equivalent adult (Montaldo *et al.,* 2010). In tropical conditions it is difficult to reach these figures because the diet is mainly based on forage, with supplementation only at the milking time according to the level of production.

The age at which these heifers begin their reproductive life is considerably high, which is affecting the costs of raising replacements, compromising genetic progress and contributing to shortening the length of the lifespan of the animals. The AGE1 average is much higher than those published for Holsteins (Muller *et al.,* 2017; Brzáková *et al.,* 2019; Weller *et al.,* 2022a; Abe *et al.,* 2009); This variable responds satisfactorily to feeding programs as has been published in creole dairy cattle in Mexico (Severino *et al.,* 2917). Despite the delay in reaching the weight required to be included in the reproductive program, the FERT1 in these heifers of 62% is higher than that published in Israel for Holsteins and slightly lower than the 69% reported for Holstein heifers in Japan (Abe *et al.,* 2009).

The dairy aptitude of this crossbreed cattle is reflected in LL with an average of 295.09 ± 23.54 days, which indicates that the dairy temperament of the *Bos taurus* breed has been inherited in this population, despite the introduction of Brahman genes, which is a breed that tends to have shorter lactations.

Table 1. Means ± standard deviations for productive and reproductive traits of heifers from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Statistics		
Traits	N	Mean	S.D
P305	10599	1798.65	534.90
AGE1	14300	27.14	3.67
FERT1	15427	0.62	0.49
LL	10599	295.09	23.54
AGE1P	10599	37.30	4.44

Heritability estimates

The additive and environmental genetic (co)variance components are shown together with their standard errors, for each trait on tables 2 and 3. The corresponding proportions and their standard errors are in tables 4 and 5. In the case of P305, the ratio of the additive variance to the total was 50%. Our estimator is identical to the reported for Holstein heifers in Israel (Weller *et al*., 2022b), higher than the reported for the same type of animals in Egypt, Mexico and Ethiopia (Shalaby, 2005; Montaldo *et al*., 2010; Ayalew *et al*., 2017).

Table 2. Estimates of the additive (co)variance components ± standard errors, for a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

Component	Genetic	
	Estimates	S.E
$\hat{\sigma}^2_{A(P305)}$	81614.9000	4716.6900
$\hat{\rho}_{A(P305,AGE1)}$	-168.8640	24.8790
$\hat{\rho}_{A(P305,FERT1)}$	5.0695	2.4707
$\hat{\sigma}^2_{A(AGE1)}$	4.4157	0.2485
$\hat{\rho}_{A(AGE1,FERT1)}$	0.0119	0.0191
$\hat{\sigma}^2_{A(FERT1)}$	0.0056	0.0018

$\hat{\sigma}^2_{A(i)}$= additive genetic variance for the ith trait, $\hat{\rho}_{A(i,j)}$ = additive genetic covariance between the ith and jth traits.

Table 3. Estimates of the environmental (co)variance components ± standard errors for a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Environmetal	
Component	Estimates	S.E
$\hat{\sigma}^2_{E(P305)}$	82332.4000	3006.5200
$\hat{\rho}_{E(P305,AGE1)}$	-3.3747	16.8075
$\hat{\rho}_{E(P305,FERT1)}$	-7.0711	2.2601
$\hat{\sigma}^2_{E(AGE1)}$	5.7043	0.1640
$\hat{\rho}_{E(AGE1,FERT1)}$	0.0618	0.0164
$\hat{\sigma}^2_{E(FERT1)}$	0.2222	0.0029

$\hat{\sigma}^2_{E(i)}$= environmental variance for the ith trait, $\hat{\rho}_{E(i,j)}$ = environmental covariance between the ith and jth traits.

Table 4. Estimates of the heritabilities and genetic correlations ± standard errors, for a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Genetic	
Estimates	Proportion	S.E
$\hat{h}^2_{(P305)}$	0.498	0.022
$\hat{r}_{A(P305,AGE1)}$	-0.281	0.040
$\hat{r}_{A(P305,,FERT1)}$	0.238	0.117
$\hat{h}^2_{(AGE1)}$	0.436	0.020
$\hat{r}_{A(AGE1,FERT1)}$	-0.076	0.123
$\hat{h}^2_{(FERT1)}$	0.024	0.008

$\hat{h}^2_{(i)}$= heritability for the ith trait, $\hat{\rho}_{A(i,j)}$ = additive genetic covariance between the ith and jth traits.

Table 5. Estimates of the proportion of the environmental (co)variance components ± standard errors and environmental correlation for a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Environmental	
Estimates	Proportion	S.E
$\hat{e}^2_{(P305)}$	0.502	0.022
$\hat{r}_{e(P305,AGE1)}$	-0.005	0.025
$\hat{r}_{e(P305,,FERT1)}$	-0.052	0.017
$\hat{e}^2_{(AGE1)}$	0.564	0.020
$\hat{r}_{e(AGE1,FERT1)}$	0.055	0.015
$\hat{e}^2_{(FERT1)}$	0.976	0.008

$\hat{e}^2_{(i)}$= proportion of the environmental variance from the phenotypic variance for the ith trait, $\hat{r}_{e(i,j)}$ = environmental correlation between between the ith and jth traits.

In the particular case of this population, having a high genetic variability was to be expected, if we consider that these animals came from crossing individuals of very extreme genotypes: firstly, the best red Holstein bulls available on the market of semen, with positive and high values in their expected progeny difference for milk yield; secondly, bulls of the Brahman breed, paying attention mainly to have high weaning weights, which are raised in the Brahman breeding center of the "Mompox" farm.

The phenotypic values, in their simplest form, are due to the action of the genotype and the environment (Falconer and MacKay, 2001), we must say that the management and feeding conditions, as well as, medical-veterinary assistance and control of production records in this herd, is well above average for the herds in this sub-tropical zone; observation which is made, because it could be thought that, since we are dealing within a region in a tropical weather usually with poor management practices, the tendency would be for the heritabilities to be low.

These results are encouraging and hence: livestock associations, development corporations and entities that promote livestock development in the country, should see this population as the strategy to follow in national programs, to consolidate the livestock that sustains more than 75% of the national supply of milk and around 45% of that corresponding to meat. From here the initiatives for the formation of local tropical dairy breeds could come

out; an issue that has not been achieved because simple decisions have not been taken yet, such as reducing the number of breeds to the minimum required.

For AGE1 the heritability estimator indicates that 44% of the variability in this trait has an additive genetic component and therefore a substantial amount of response is to be expected if this trait is included in a selection index to obtain replacements for the farm. Our estimator is much higher than those previously reported (Brzáková *et al*., 2019; Weller *et al*., 2022b). This must be looked at carefully, if the aim is to improve the productivity of this livestock, since heifers are beginning their reproductive life, when they should already be lactating. This is compromising: productivity of the farm, duration of the productive life of cows and genetic progress. This trait is a developmental characteristic and is simply a function of growth rate, combined with the onset of puberty, an event that must have occurred well in advance. It can be inferred that with rational feeding plans AGE1 can be reduced and weight increased at puberty (Severino *et al*., 2017). We could expect that if we manage to make heifer's grow, as close as, possible to the "optimum", they will have an efficiently developed hypothalamus-pituitary-gonad-uterus axis so that the feedback mechanisms that determine cyclicity and pregnancy occur.

The heritability for FERT1 was 0.024; ratifying the almost null genetic variability in this trait; only slightly lower than the previously reported estimated for this population (Román *et al*., 2010), however, in this case, the estimate is more precise due to the increased number of observations. Previously comparing linear and threshold models a very low heritability for fertility was found, observing slightly higher estimates with the latter model; however, the correlations between the predictions by both methodologies were greater than 0.99 (Weller & Ron, 1982).

There are sufficient reasons to suppose that the additive variance for reproductive traits to be low, since these characters have been subject to natural selection for hundreds of years, because they are determinants in the survival of the species, and as a result, any gene that affect the proportional contribution of offspring of a particular genotype to the next generation is dropped from the population (Falconer & MacKay, 2001). It is striking that in some countries reproductive and other health characteristics have been added into the selection plans; knowing that the magnitude of the response to selection must be negligible given the high homozygosity. In the case of tropical herds, like this one, the crisscrossing program has as objectives: to give stability to the production system generating within it the replacement females; to maintain maximum expression of heterosis and to combine the desirable characteristics of two populations. Genetic improvement must be supported both in the crossing program and in the selection plans. Over the years, efforts have been made in both directions in this population.

The fact that some animals stand out from their contemporaries, achieving acceptable levels of production in P305, and that they also get pregnant at the right time, with fewer services, makes us suppose that they have a genetic system in harmony with the environment in which that unfold; therefore, they should be left for replacement. This justifies the inclusion of reproductive and health characters as have done in Israel (Weller *et al*., 2022b). Another way of interpreting this is the search for an indirect response to selection for "adaptation" to the environment and its inclusion in the improvement plans would be justified; Otherwise, it would be worthless to include them, even in an index, because it compromises the annual progress in the traits of interest (Rendel & Robertson, 1950), mainly affecting the selection differential for the economic traits.

Genetic, environmental and phenotypic correlations

The genetic correlation between P305 and AGE1 was -0.28, rather low but favorable and much higher than that found for Holstein cattle in Israel and Japan respectively (Abe *et al*., 2009; Weller *et al*., 2022b). It has been reported that younger heifers at the time of pregnancy had a higher probability of calving, produced more milk, and less likely to be culled from the herd (Fodor *et al*., 2010). On the other hand, a moderate antagonism of 0.29 has been reported in crossbred cattle in Ethiopia (Getahun & Beneberu, 2023) and a very extreme one for Holstein cattle in Egypt of 0.93 (Shalaby, 2005).

The genetic correlation between P305 and FERT1 was 0.24 with a high standard error. A negative estimate of 0.34 was found for Holstein heifers in Israel (Weller *et al*., 2022b); a positive but small value was found for heifers of the same breed in Japan (Abe et al., 2009). For practical purposes our positive estimate is also favorable, since it suggests an increase in fertility at first service with the increase in milk yield.

In a review on the causes of poor fertility in high producing dairy cows, authors make a clear distinction between virgin heifers with a high non-return rate compared to adult cows, and they also point out the importance of non-genetic factors as responsible for the possible antagonism between reproduction and milk production, exposed by some authors (Walsh *et al*., 2011). On the other hand, it has been pointed out that many of the studies in this field are observational and consequently there is the possibility of entanglement from the statistical point of view among the multiple factors affecting the complex reproductive process and lactation (Bello *et al*., 2012). The genetic correlation between AGE1 and FERT1 was -0.08 and due to the magnitude of the standard error, it is essentially zero, therefore, it indicates that there are

very few genes that act on both physiological processes at the same time.

The environmental correlations were close to zero in agreement with previous work (Abe *et al*., 2009; Weller *et al*., 2022b). The phenotypic correlations were very low, the highest being -0,13 between P305 and AGE1, the others were almost zero.

AGE1 is strongly correlated with AGE1P phenotypically and genetically, the latter being close to 0.99 (Abe *et al*., 2009; Brzáková, *et al*., 2019; Weller *et al*., 2022b; Getahun and Beneberu, 2023). This implies that they are the same trait genetically. That was the reason for incorporating AGE1 in the multivariate analysis instead of AGE1P, if we intend to reduce the costs of generating replacements on the farm and to shorten the interval between generations in order to accelerate annual genetic progress. With these data, in a bivariate analysis including AGE1 and AGE1P, the phenotypic correlation was 0.876 ± 0.002 and the genetic one 0.991 ± 0.003, confirming the above rationale, futhermore, AGE1 is less subject to bias (Weller *et al*., 2022b).

Genetic and phenotypic changes

Table 6 shows the estimates of the weighted regression coefficients of the average genetic values for each trait on years, along with their standard errors. The weighting factor was the reciprocal of the standard errors of each year. With all the selective effort put into milk yield, the regression slope for P305 may represent the direct genetic response for P305, with a significant increase of 10.85 kg/year ($p<0.01$), which represents 0.60% of the population average, being therefore much lower than that achieved in Jersey (Román *et al*., 1999) or the maximum possible previously reported (Rendel and Robertson, 1950). This implies that the selection program in this population must be reviewed, especially at the level of females and in Brahman bulls, seeking in this case to identify within this breed the best genotypes with dairy aptitude, since at the Holstein breed level they are using the best bulls available. In table 7 are the phenotypic changes for milk P305 was only 5.89 kg/year, but not significantly different from zero ($p > 0.05$). This implies, the possibility of improving management and feeding conditions with the purpose that animals adequately express their genotypic value and hence minimizing erroneously selecting the wrong females.

Table 6. Annual genetic change for P305 and correlated response for AGE1 and FERT1, in a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Genetic trends			
Trait	$\Delta_{A/year}$	S.E	"t"	
P305	10.8475	1.4189	7.41	**
AGE1	-0.1150	0.0097	-11.84	**
FERT1	0.0008	0.0004	2.02	NS

$\Delta_{A/year}$= Annual genetic change, S.E= standard error, t=computed value for "t"

Table 7. Annual phenotypic changes P305, AGE1 and FERT1, in a population resulting from a crisscrossing program between the Holstein and Red Brahman breeds

	Phenotypic trends			
Trait	$\Delta_{P/year}$	SE	"t"	
P305	5.8882	6.3657	0.88	NS
EDAD1	0.0014	0.0016	0.83	NS
FERT1	-0.0104	0.0022	-4.71	**

$\Delta_{A/year}$= Annual phenotypic change, S.E= standard error, t=computed value for "t"

The regression slopes for AGE1 and FERT1 in table 6 would represent correlated genetic changes; In the first case, the regression coefficient is negative, therefore favorable, suggesting a downward trend in the age at which heifers reach puberty and are ready to enter to the reproductive program, the percentage magnitude of the change is, however, very low, representing only 0.41% of the population average ($p < 0.001$). The regression coefficient for the genetic change in FERT1 was not significant; this seems to be associated with the low additive variability estimated in this population for this trait ($p > 0.05$), however, the sign of the regression coefficient is favorable.

The phenotypic changes for P305 and AGE1 in table 7 were not significant ($p > 0.05$), the change for FERT1 represents 1.69% of the population mean ($p < 0.01$), this change is unfavorable, however, since it contributes to the reduction of the probability of pregnancy of the heifers, this implies reviewing the management factors, since favorable changes can be canceled by changes in management.

From the review by (Walsh *et al*., 2011), we conclude that in countries like the USA and the Netherlands, the genetic improvement of dairy cattle has been very accelerated; consequently, it is relatively easy to obtain replacement heifers of high or similar genotypic value and therefore it is justified to include in the selection programs health and reproductive traits. Furthermore, according to these authors, the trend should be that by the year 2050 it will be possible to maintain the same supply in milk production, reducing the number of cows. It is to be expected, therefore, an increase in the metabolic expenditure of these animals, which must be compensated through management and at the same time improve reproductive programs in order to avoid reproductive failures.

In the Venezuelan case, in recent years, a series of events have discouraged the dual-purpose cattle production sector, with a notable reduction in the operations of the dairy industry, this is reflected by the drop in the supply of fluid or powdered milk on the shelves in the market. Many dual-purpose livestock producers have dedicated their activity to cheese production, some of them have shifted their activities to buffalo farming.

CONCLUSIONS

Milk yield in this population has a high heritability, with possibilities of improvement through the selection procedures in males and females.

The heritability for age at first service suggests enough variability to reduce the average age at first breeding through a selection process. This should improve the development of females in the growth phase prior to weaning and around puberty, in order to reduce the age for starting reproduction.

The age at first service could be considered in the elaboration of selection indices for the incorporation of replacement heifers in this population, due to a possible favorable correlated response due to adaptation to the tropical environment.

The heritability for fertility at first service is very close to zero and consequently little genetic change is to be expected if this trait is included in selection plans.

There is no evidence of genetic antagonism between milk yield and reproductive behavior measured by the association of this variable with age and fertility at first service.

The crisscrossing program, like the one developed in this population should be taken as a model for the consolidation of dual-purpose livestock, a fundamental axis for supplying the national demand and the country's milk and meat.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to express their gratitude to the owners of the Santa Ana livestock farming, for allowing us to use the databases of the "Mompox" farm.

CONFLICTS OF INTEREST

None of the authors of this paper had a personal or financial interest whit organizations that could inappropriately influence or bias the results of this research.

LITERATURE CITED

Abe, H., Masuda, Y., and Suzuki, M. 2009. Relationships between reproductive traits of heifers and cows and yield traits for Holsteins in Japan. J. Dairy Sci. 92:4055-4062.

Ayalew,W., Aliy, M, and Negussie, E. 2017. Estimation of genetic parameters of the productive and reproductive traits in Ethiopian Holstein using multi-trait models. Asian-Australas. J. Anim. Sci. 30:1550-1556.

Bello, N. M., Stevenson, J. S., and Tempelman R. J. 2012. Invited review: Milk production and reproductive performance: Modern interdisciplinary insights into an eduring axiom. J. Dairy Sci. 95: 5461-5475.

Brzáková, M., Zavadilová, L., Přibyl, J., Pešek, P., Kašná, E, Kranjčevičová, A. 2019. Estimation of genetic parameters for female fertility traits in the Czech Holstein population. Czech Journal of Animal Science.64:199–206. https://doi.org/10.17221/51/2018-CJAS

Falconer, D. S. y MacKay T.F. 2001. Introduccion a la Genetica Cuantitativa. Editorial Acribia, S. A. Zaragoza, España. 469 p.

Fodor I, Lang Z, and Ózsvári, L. 2020. Relación de la reproducción de vaquillas lecheras con supervivencia al primer parto, producción de leche y riesgo de sacrificio en la primera lactancia. Asia-Australas. J. Anim. ciencia 33:1360–1368.

Getahun K and Beneberu N. 2023. Genetic and phenotypic relationship between fertility and lactation traits in crossbred dairy cows in Ethiopia. Livestock Research for Rural Development. Volume 35, Article #13. Retrieved February 26, 2023, from http://www.lrrd.org/lrrd35/2/3513bnib.html

Meyer, K. 2022. WOMBAT: A programs for mixed Model Analyses by Restricted Maximum Likelihood. USER NOTES. Animal Genetics and Breeding Unit, University of New England Armidale, NSW 2351, Australia. 136 p.

Montaldo, H. H., Castillo-Juarez, H., Valencia-Posadas, M., Cienfuegos- Rivas, E.G., and Ruiz-Lopez, F.G. 2010. Genetic and environmental parameters for milk production, udder health, and fertility traits in Mexican Holstein cows. J. Dairy Sci. 93:2168-2175.

Mrode, R. A. 2005. Linear Models for the Prediction of Animal Breeding Values. Second Edition. CABI Publishing. 344 p.

Muller, C. J., Cloete, S.W., Botha, J.A. 2017. Fertility in dairy cows and ways to improve it. South African Journal of Animal Science. 48:858-868.

Olds, D., Cooper, T., and Thrift, F.A. 1979. Relationships between Milk Yield and Fertility in Dairy Cattle. J. Dairy Sci. 62:1140-1144.

Rendel, J. M., and A. Robertson. 1950. Estimation of genetic gain in milk yield by selection in a closed herd of dairy cattle. J. Genet. 50:1–8.

Román, R. M., Wilcox, C. J., and Littell, R. C. 1999. Genetic Trends for Milk Yield of Jerseys and Correlated Changes in Productive and Reproductive Performance. J. Dairy Sci. 82:196-204.

Román, R. M., Aranguren, J. A., Villasmil, Y., Yánez, L. F, y Soto Belloso, E. 2010. Análisis de la fertilidad al primer servicio en novillas de doble propósito bajo un modelo Animal. Revista Científica, FCV-LUZ. XX:383 – 389.

SAS Institute Inc. 2016. Base SAS® 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures, Sixth Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc. 288-549.

Searle, S. R. 1971. Linear Models. John Wiley & Sons, Inc., Printed in USA. 532 p.

Severino Lendechy, V. H., Montiel-Palacios F, Pérez Hernández P. 2017. Age and weight at puberty in tropical dairy criollo heifers with and without supplementary feeding. Ecosist. Recur. Agropec. 4:555-561.

Shalaby, N.A. 2005. Genetic Evaluation for Milk Production, Reproduction Traits and Persistency of Lactation Using Single and Two-trait Animal Model Analyses for Friesian Cows in Commercial Herds in Egypt. J. Agric. Sci. 30:3637-3653.

Soto-Belloso, E. y Perea – Ganchou, F. 2014. Comportamiento de los cruces entre razas Bos – tauris y Bos indicus en una finca de Doble propósito. En: Logros & Desafios de la Ganaderia de Doble Proposito. C. Gonzalez-Stagnaro, N Madrid-Bury, E Soto-Belloso (eds). Fundacion GIRARZ. Ediciones Astro Data S.A. Maracaibo, Venezuela, Cap. LXIII: 594-606.

Sun, C. Madsen, P., Nielsen, U. S., Zhang, Y., Lund, M. S. and Su, G. 2009. Comparison between a sire model and an animal model for genetic evaluation of fertility traits in Danish Holstein population. J. Dairy Sci. 92:4063–4071.

Walsh, S.W., Williams, E. J., and Evans, A, C. 2011. A review of the causes of poor fertility in high milk producing dairy cows. *Animal Reproduction Science*. 123:127-138.

Weller, J. I. and Ron, M. 1982. Genetic analysis of fertility traits in Israeli Holstein by linear and threshold models. J. Dairy Sci. 75:2541-2548.

Weller, J.I., Ezra, E., Gershoni, M. 2022a. Genetic and genomic analysis of age at first insemination in Israeli dairy cattle. J. Dairy Sci. 105:5192-5205.

Weller, J. I. Gershoni, M., Ezra, E. 2022b. Breeding Dairy Cattle for Female Fertility and Production in the Age of Genomics. Vet. Sci. 2022,9,434 https://doi.org/10.3390/vetsci9080434

Windig, J.J.; Calus, M.P. Beerda, B.; and Veerkamp, R. F. 2006. Genetic Correlations Between Milk Production and Health and Fertility Depending on Herd Environment. J. Dairy Sci. 89:1765–1775.

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

CONTROL DE LA RESISTENCIA ANTIBIÓTICA MICROBIANA MEDIANTE PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA, MANTA - ECUADOR

CONTROL OF MICROBIAL ANTIBIOTIC RESISTANCE THROUGH ADVANCED OXIDATION PROCESSES, MANTA - ECUADOR

Emely Bailón Macías[1], Carlos Luis Banchón Bajaña [1], Alexandra Córdova- Mosquera [2]

[1] Carrera de Ingeniería Ambiental. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabi Manuel Félix López, Campus Politécnico El Limón, vía Calceta-El Morro, Ecuador

[2] Departamento de Procesos Químicos, Alimentos y Biotecnología, Facultad de Ciencias Matemáticas, Físicas y Químicas, Universidad Técnica de Manabí. Portoviejo, Ecuador.

Email: emely_bailon@espam.edu.ec

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
01/05/2023

Aceptado:
24/08/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):71-77

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.404

Resumen

Se evaluó el agua efluente de lagunas de oxidación en Manta, Ecuador, y su tratamiento posterior mediante oxidación avanzada. El objetivo fue determinar la efectividad de los tratamientos con carbón activado para inhibir microorganismos resistentes a antibióticos (MRA) en estos efluentes Se caracterizaron los parámetros físico-químicos del efluente de la laguna de oxidación antes y después de los tratamientos, como pH, turbidez, sólidos totales disueltos (STD) y conductividad eléctrica (CE). Se utilizaron tres tratamientos de oxidación avanzada en intervalos de tiempo y se utilizó un equipo de ozono que proporcionó una concentración final de O3 de 3.0 gramos por hora. Todos los tratamientos con ozono fueron efectivos para inhibir el crecimiento de coliformes totales. El uso de carbón activado (CA) y modificado (CAM) con hierro durante la ozonificación de 2 horas mostró una notable eficacia en este aspecto. Estos hallazgos resaltan el potencial de los tratamientos de ozono en combinación con el uso de carbón activado para la desinfección y control de la contaminación microbiológica en el agua. Los microorganismos aislados fueron resistentes a los fármacos bacitracina y ampicilina, sin que los tratamientos modificaran esta resistencia. Sin embargo, se observaron efectos de sensibilidad en todas las etapas del tratamiento para los fármacos amikacina y levofloxacina. Este estudio destaca la efectividad de los tratamientos con carbón activado y ozono en la mejora de la calidad del agua, la remoción de turbidez y la inhibición de los coliformes totales, proporcionando información para abordar la contaminación y conservación de los recursos hídricos.

Palabras clave: Carbón activado, genes de resistencia antibiótica, tratamiento, coliformes, agua residual.

Abstract

Effluent water from oxidation ponds in Manta, Ecuador, and its subsequent treatment by advanced oxidation were evaluated. The objective was to determine the effectiveness of activated carbon treatments to inhibit antibiotic-resistant microorganisms (ARM) in these effluents. The physical-chemical parameters of the effluent from the oxidation pond were characterized before and after the treatments, such as pH, turbidity, total dissolved solids (STD) and electrical conductivity (EC). Three advanced oxidation treatments were used at time intervals and ozone equipment was used that provided a final O3 concentration of 3.0 grams per hour. All ozone treatments were effective in inhibiting the growth of total coliforms. The use of activated (CA) and modified carbon (CAM) with iron during the 2-h ozonation showed remarkable efficiency in this regard. These findings highlight the potential of ozone treatments in combination with the use of activated carbon for disinfection and control of microbiological contamination in water. The isolated microorganisms were resistant to the drugs bacitracin and ampicillin, without the treatments modifying this resistance. However, sensitivity effects were observed at all stages of treatment for the drugs amikacin and levofloxacin. This study highlights the effectiveness of activated carbon and ozone treatments in improving water quality, removing turbidity, and inhibiting total coliforms, providing information to address contamination and conservation of water resources.

Keywords: Activated carbon, antibiotic resistance genes, treatment, coliforms, wastewater.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el 80% de aguas residuales contaminan ecosistemas debido a la falta de tratamiento (Connor, 2015; United Nations Water, 2022). Consecuentemente, un 3% de las muertes en cualquier grupo de edad ocurren debido al agua antihigiénica (Humaira et al., 2020). Bacterias patógenas como *Campylobacter jejuni* y *Campylobacter coli* son bacterias que están muy extendidas en aguas superficiales, y son los principales agentes de la gastroenteritis en todo el mundo (Humaira *et al*., 2020; Mulder *et al*., 2020).

Adionalmente, las aguas residuales hospitalarias y municipales contribuyen a la propagación de bacterias y genes resistentes a antibióticos en el medio ambiente (Irfan *et al*., 2023). Estos microorganismos resistentes a antibióticos (MRA) son una preocupación cada vez mayor en el campo de la salud pública porque causan infecciones difíciles de tratar, lo que puede llevar a una mayor mortalidad y morbilidad (Ahmad *et al*., 2021; Ramirez & Tolmasky, 2017). Además, la resistencia a fármacos es transmitida a otras bacterias, lo que puede tener consecuencias graves para la salud humana (Li *et al*., 2022).

Un estudio en Nigeria reveló una alta prevalencia de bacterias resistentes a múltiples fármacos en las lagunas de oxidación de aguas residuales. Se encontró que el 70% de las muestras de agua y el 93% de las muestras de sedimentos recolectados contenían estas bacterias, que presentaban similitudes con las encontradas en los hospitales locales (Adekanmbi *et al*., 2020).

La presencia de MRA en aguas residuales representa una grave amenaza para la salud pública y el medio ambiente de la ciudad de Manta, debido a que pueden propagarse a nivel local y afectar a los ciudadanos y ecosistemas acuáticos, limitando las opciones de tratamiento y requiriendo tecnologías más costosas. Además, de afectar al medio ambiente y salud pública, podría impactar negativamente en la economía local, especialmente en sectores como la pesca, el turismo y la agricultura.

Los resultados de este estudio proporcionan datos para guiar decisiones y acciones dirigidas a mitigar este problema y proteger la salud y el entorno de la comunidad de Manta. A nivel global, los resultados pueden servir como referencia para otras regiones enfrentando problemas similares, y fortalecer la lucha contra la resistencia antimicrobiana a nivel mundial.

Ante la problemática generada por la contaminación de fuentes de agua, este estudio tuvo como objetivo evaluar las características del efluente de las lagunas de oxidación de la ciudad de Manta (Ecuador) y su posterior tratamiento con oxidación avanzada. Se plantea la hipótesis de que los tratamientos con carbón activado permiten inhibir eficientemente la resistencia antibiótica microbiana (MRA).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Durante el periodo de marzo a junio de 2023, se tomaron muestras de efluentes de la laguna de oxidación de la ciudad Manta (Ecuador).

Se empleó la técnica de muestreo, de muestras simples del efluente de la laguna de oxidación cuyo cuerpo receptor es el río Manta, donde se utilizó tres recipientes de plástico de 1 galón, mismos que fueron llenados ¾ partes de su capacidad para permitir la aireación, se sellaron y se rotularon con fecha y hora. Se recolectaron en total 10 L; Se transportaron inmediatamente al laboratorio de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí para proceder con la caracterización.

Para el muestreo, se tomó como referencia la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176:98. Agua: Calidad del agua, muestreo, técnicas de muestreo.

Figura 1. Efluente de laguna de oxidación.

Caracterización

Antes y después de los tratamientos, se caracterizaron los parámetros físico-químicos del efluente de la laguna de oxidación: pH, turbidez, sólidos totales disueltos (STD), y conductividad eléctrica (CE) según normativas estándar (American Public Health Association, APHA, 2017). Además, se caracterizó la presencia de Coliformes totales mediante PetriFilm® ref. 6410/6416/6443 (3M, USA).

Tratamientos

Se recolectaron 10 L de agua en el punto de descarga del efluente de la laguna de oxidación, estas muestras fueron

tratadas con 500 ppm de coagulante policloruro de aluminio (Lab. Cevallos, Ecuador) para la remoción de turbidez, dado que los procesos posteriores requieren de baja concentración de sólidos suspendidos (Banchón *et al*., 2022a). En esta etapa no existió modificación de pH, pues la condición del efluente no impidió una correcta remoción de sólidos suspendidos. Después de llevar a cabo este proceso, se emplearon muestras para realizar la oxidación avanzada.

Para la investigación del proceso de oxidación avanzada (POA), se aplicaron tres tratamientos: (i) adición de ozono, (ii) adición de ozono en presencia de carbón activado (CA), y (iii) adición de ozono en presencia de carbón activado modificado con hierro (CAM). Para todos los procesos, se tomaron muestras a intervalos de 1.0, 1.5 y 2.0 horas, para caracterizar el efecto del tiempo de dosificación. El carbón activado tuvo un área superficial superior a 500 m^2/g y fue adquirido en Lab. Cevallos (Ecuador).

Para el primer tratamiento, después de la coagulación, se trató 1000 mL de agua con ozono en un matraz Erlenmeyer durante un total de 2.0 horas, se utilizó un equipo de ozono que proporcionó una concentración final de O_3 de 3.0 g/hora (Arslan *et al*., 2018; Rekhate y Srivastava, 2020). El porcentaje de remoción de microbios, se obtuvo de las unidades formadoras de colonias (UFC) con la siguiente formula:

$$\% \text{ de Remoción} = \frac{\text{UFC Inicial} - \text{UFC Final}}{\text{UFC Inicial}} * 100$$

Cuadro 1. Conteo de microorganismos - Análisis de la Varianza

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	43892323758,55	4	10973080939,64	159386,66	<0,0001
Tratamientos	43892323758,55	4	10973080939,64	159386,66	<0,0001
Error	413074,00	6	68845,67		
Total	43892736832,55	10			

Cuadro 2. Test de Turkey

Tratamientos	Medias	n	E.E.	
B	12,33	3	151,49	A
C	31,33	3	151,49	A
A	533,33	3	151,49	A
AC	990,00	1	262,38	A
AR	220000,00	1	262,38	B

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=1078,17776
Error: 68845,6667 gl: 6
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

El segundo tratamiento de oxidación avanzada consistió en dosificar la misma concentración de ozono en presencia de 20 g/L de carbón activado comercial para 1000 mL de agua proveniente de la coagulación (Banchon *et al*., 2022b; Wang *et al*., 2023).

Para el tercer tratamiento, se dosificó 3.0 g O_3 por hora en presencia de 20 g/L de carbón activado modificado con hierro (CAM). Para obtener este catalizador, se aplicó el siguiente procedimiento: 100 g de carbón activado (CA) se lavó con agua destilada para eliminar restos de polvo; luego, el CA se mezcló con 30 mL de una solución saturada de cloruro férrico (Merck, USA). Posteriormente, se adicionaron 30 mL de una solución saturada de NaOH (Merck, USA) hasta la formación de una masa de color negro (Chen *et al*., 2007). Esta masa fue lavada con agua destilada hasta que no se notaron cambios de color. Finalmente, en una mezcla de agua destilada y CA, se adicionó una corriente de ozono bajo una dosis de 9 g durante 3 horas (3 g por hora) (Kalaruban et al., 2019; Mondal et al., 2007; Sultana et al., 2022).

Sensibilidad antibiótica

Las pruebas de sensibilidad antibiótica fueron realizadas por triplicado, cada tratamiento con 3 réplicas; una réplica de 1 hora, 1.5 horas y 2 horas. Bacitracin (B, 10 μg), ampicillin (Amp, 10 μg), amikacin (Ak, 30 μg) y levofloxacin (Lev, 5 μg) (Oxoid, UK); los cuales son de uso común mediante el método de difusión en disco o método de Kirby-Bauer (Foroughi *et al*., 2022; Irfan *et al*., 2023). Los resultados fueron expresados como resistentes, intermedios o sensibles de acuerdo con los diámetros de los halos de inhibición.

Se aislaron cultivos de microorganismos en caldo nutritivo (TM Media, India) mediante incubación a 37°C de cada uno de los tratamientos, incluyendo el efluente de la laguna de oxidación, y la muestra proveniente de la coagulación. De estos aislados, se agregaron 300 μL en agar nutritivo (TM Media, India) y con los respectivos discos de sensibilidad antibiótica (Oxoid, UK).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras el proceso de coagulación y oxidación avanzada, se obtuvieron cambios significativos en la calidad del agua, especialmente en los parámetros organolépticos color y olor. Gao *et al*. (2019) evaluó la eficacia de la oxidación con ozono para reducir la resistencia antibiótica en bacterias presentes en aguas residuales hospitalarias. Los

resultados mostraron que el tratamiento con ozono fue efectivo para reducir significativamente la resistencia a varios antibióticos en las bacterias analizadas. En el gráfico 1 se muestran los resultados después de una dosificación de ozono durante 2 horas, se interpreta que el ozono en 1.0 hora no produce cambios drásticos en el pH, STD y CE, pero esto sí ocurre después de periodos superiores a 1.5 horas. Liu *et al*. (2021) señala que los resultados mostraron que la dosificación de ozono durante un periodo de 2 horas logró una remoción significativa en la turbidez y olor en el agua tratada. La remoción de turbidez es notable durante el proceso de coagulación, y después de 1 hora de ozonización se logra una remoción de turbidez del 93.5% y también ocurrió un cambio en el pH.

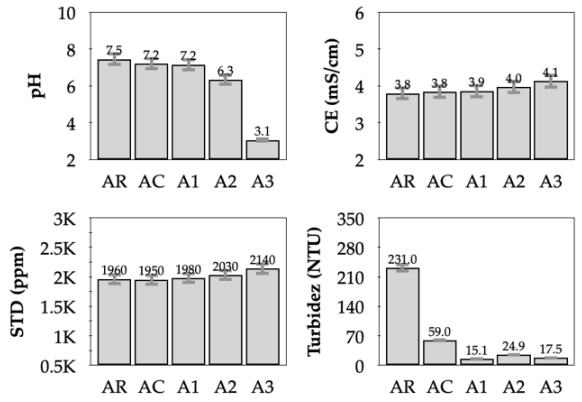


Gráfico 1. Caracterización de muestras provenientes del tratamiento con ozono. Donde, AR = Agua residual, AC = Posterior al proceso de coagulación, A1= Ozonificación por 1 hora, A2= Ozonificación por 1.5 horas, y A3 = Ozonificación por 2.0 horas.

En el gráfico 2, Se observa que la presencia de carbón activado tuvo un efecto buffer al mantener valores de pH en niveles básicos. Sin embargo, este fenómeno no se mantuvo después de 2 horas, lo que resultó en una acidificación del pH cercana a 3. Por otro lado, el tratamiento de 1.5 horas no afectó la CE y STD, lo cual representa una ventaja en comparación con el tratamiento anterior. La mejor remoción de turbidez fue del 94% durante 1 hora de tratamiento desde que se aplicó la coagulación en compración con el tratamiento 1 unicamente con ozono coincidiendo con los resultados del estudio de Wang *et al*. (2019); Li *et al*. (2020a) donde demostraron que la combinación de ozono y carbón activado resultó en una mayor remoción de turbidez y sólidos suspendidos en comparación con el uso individual de ozono. Al comparar los resultados de estos estudios con los resultados del estudio en cuestión, se puede observar que se muestran mejoras significativas en la turbidez después de los procesos de de ozono y carbon activado, lo que resulta esencial para reducir la carga contaminante.

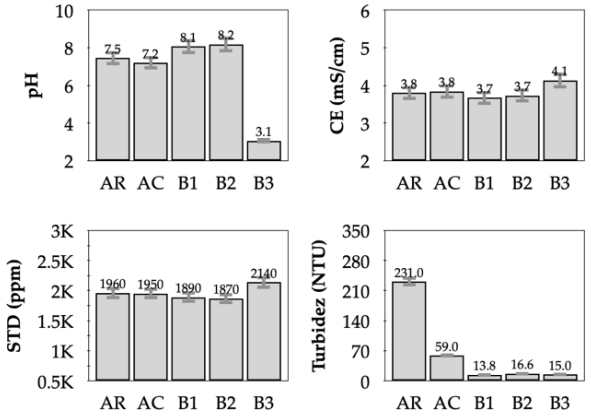


Gráfico 2. Caracterización de muestras provenientes del tratamiento con ozono y carbón activado. Donde, AR = Agua residual, AC = Luego de coagulación, B1= O_3+CA por 1 hora, B2= O_3+CA por 1.5 horas, y B3 = O_3+CA por 2.0 horas.

De acuerdo con los resultados presentados en el Gráfico 3, la incorporación de hierro al carbón activado no mejora la estabilidad del pH, CE ni STD durante 1.5 horas de ozonización lo que podría indicar la presencia de sales disueltas en el agua tratada. Sin embargo, se observó una remoción de turbidez más alta, alcanzando el 98.3%, en el tratamiento de 2 horas de ozonización. El pH disminuye significativamente a medida que aumenta el tiempo del tratamiento, lo que indica una desventaja al obtener un pH final ácido. Se aprecia también que, los STD aumentan en función de los tiempos del estudio lo que puede estar relacionado con la remoción de la turbidez.

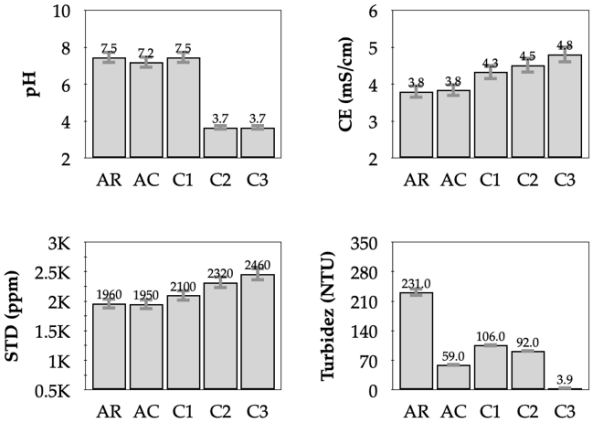


Gráfico 3. Caracterización de muestras provenientes del tratamiento con ozono y carbón activado modificado. Donde, AR = Agua residual, AC = Luego de coagulación, C1= O_3+CAM por 1 hora, C2= O_3+ CAM por 1.5 horas, y C3 = O_3+ CAM por 2.0 horas.

Se encontró que todos los tratamientos con ozono fueron efectivos para inhibir el crecimiento de los Coliformes totales (Cuadro 3). Específicamente, el tratamiento de 2 horas, utilizando tanto el carbón activado convencional como el carbón activado modificado, mostró una notable eficacia en la inhibición de los coliformes totales, estos resultados concuerdan con Li *et al*. (2020b) donde menciona que dicho tratamiendo es capaz de reducir significativamente la resistencia antibiótica en bacterias aisladas de aguas residuales. En este caso, el tratamiento de 2 horas utilizando tanto carbón activado convencional como el carbón activado modificado mostró una notable eficacia en la inhibición de los coliformes totales. Estos hallazgos resaltan el potencial de los tratamientos de ozono en combinación con el uso de carbón activado para la desinfección y control de la contaminación microbiológica en el agua, lo que es de gran importancia para garantizar la seguridad y calidad del agua para el consumo humano y para proteger la salud pública. La eliminación efectiva de coliformes totales es un indicador clave de la eficacia de los tratamientos; y subraya la relevancia de estas técnicas para mejorar la gestión y el tratamiento de aguas residuales, reduciendo así los riesgos asociados con la propagación de patógenos y la resistencia antimicrobiana (Liu *et al*., 2021).

Cuadro 3. Remoción de Coliformes totales en los tratamientos.

Tratamientos	Coliformes totales	Remoción %
Efluente	$2.2*10^5$	-
Coagulación	$9.9*10^2$	99.55
A1 (1 h)	$8.8*10^2$	99.60
A2 (1.5 h)	$7.0*10^2$	99.68
A3 (2 h)	2.0*10	99.99
B1 (1 h)	1.8*10	99.99
B2 (1.5 h)	1.6*10	99.99
B3 (2 h)	0.0	100.00
C1 (1 h)	4.8*10	99.98
C2 (1.5 h)	4.6*10	99.98
C3 (2 h)	0.0	100.00

Donde, A = O_3, B = O_3+CA, C= O_3+CAM.

En el Cuadro 4, se resume la sensibilidad antibiótica de los microorganismos aislados del efluente de la laguna de oxidación. Luego de aplicar tratamientos de 1 hora de ozono y sus respectivas variaciones con carbón activado, se determinó que los microorganismos aislados fueron resistentes a los fármacos bacitracina y ampicilina (Figura 2). Esta resistencia antibiótica no fue modificada luego de todos los tratamientos. En cambio, los fármacos amikacina y levofloxacina sí tuvieron efectos de sensibilidad en todas las etapas del tratamiento.

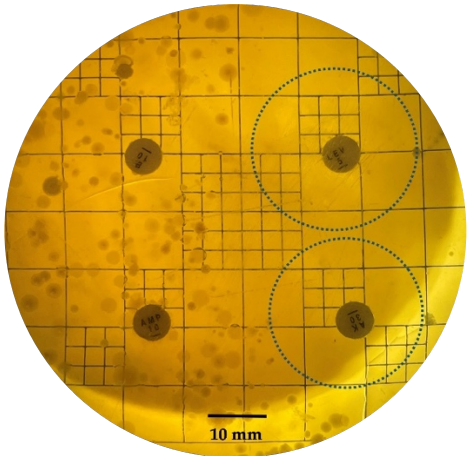


Figura 2. Halos de inhibición en prueba de sensibilidad antibiótica para tratamiento con 1 hora de ozono y carbón activado modificado.

Productos farmacéuticos como la amikacina, poseen propiedades antimicrobianas que combaten eficazmente bacilos Gram-negativos altamente resistentes, incluyendo *Acinetobacter baumannii* y *Pseudomonas aeruginosa*. También demuestra una destacada eficacia contra la mayoría de los bacilos Gram-negativos aeróbicos de la familia Enterobacteriaceae, así como especies de Nocardia y ciertas especies de Mycobacterium (*M. avium*-intracellulare, *M. chelonae* y *M. fortuitum*) (Ramirez y Tolmasky, 2017; Sharma *et al*., 2022). En el presente caso, los microorganismos aislados del efluente fueron sensibles a la amikacina, pero no así para bacitracina y ampicilina en donde presentaron resistencia.

Cuadro 4. Test de sensibilidad antibiótica para tratamientos

Tratamiento	Bacitracin (**B**)	Ampicillin (**Amp**)	Amikacin (**Ak**)	Levofloxacin (**Lev**)
Efluente	R	R	S	I
Coagulación	R	R	I	S
Ozonificación	R	R	S	S
CA	R	R	S	I
CAM	R	R	S	S

S = Sensible, I = Intermedio, R = Resistente, R= ≤ a mm, R= ≤ 13 mm, I = 14-17mm, S = >18

CONCLUSIONES

Los tratamientos de ozono, especialmente durante 1 hora, resultaron en cambios significativos en la calidad del agua, con una notable remoción de turbidez. El uso de carbón activado mantuvo valores de pH en niveles básicos. Todos los tratamientos de ozono fueron efectivos para inhibir el crecimiento de coliformes totales, destacándose el tratamiento de 2 horas con carbón activado convencional o modificado. Estos hallazgos resaltan el potencial de los tratamientos de ozono en combinación con el carbón activado para la desinfección y control de la contaminación microbiológica en el agua. Sin embargo, se encontró resistencia a los fármacos bacitracina y ampicilina, mientras que amikacina y levofloxacina fueron sensibles en todas las etapas del tratamiento.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan gratitud por Alajita Anchundia-López, y Mario López del Laboratorio de Microbiología de la ESPAM-MFL. De manera cordial y grata, también se agradece la asistencia técnica de Fabián Peñarrieta, y Milena Denisse Solórzano-Zambrano.

LITERATURA CITADA

Adekanmbi, A. O., Adejoba, A. T., Banjo, O. A., & Saki, M. 2020. Detection of sul1 and sul2 genes in sulfonamide-resistant bacteria (SRB) from sewage, aquaculture sources, animal wastes and hospital wastewater in South-West Nigeria. *Gene Reports*, *20*: 100742. https://doi.org/10.1016/j.genrep.2020.100742

Ahmad, I., Malak, H. A., & Abulreesh, H. H. 2021. Environmental antimicrobial resistance and its drivers: A potential threat to public health. Journal of Global Antimicrobial Resistance, 27:101-111.

American Public Health Association, APHA. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA. https://www.standardmethods.org

Arslan, A., Topkaya, E., Bingöl, D., & Veli, S. 2018. Removal of anionic surfactant sodium dodecyl sulfate from aqueous solutions by O 3 /UV/H 2 O 2 advanced oxidation process: Process optimization with response surface methodology approach. Sustainable Environment Research, 28(2):65-71. https://doi.org/10.1016/j.serj.2017.11.002

Banchon, C., Cañas, R., Baldeón, H., & Córdova, A. 2022. Coagulation and oxidation strategies for landfill leachate wastewater [Preprint]. In Review. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2089576/v1

Banchón, C., Sigcha, P., Gavilanes, P., & Córdova, A. 2022. Zeolite and Activated Carbon as Catalysts on Leachate Clarification. Environmental Research, Engineering and Management, 78(4), 7-16. https://doi.org/10.5755/j01.erem.78.4.31712

Chen, W., Parette, R., Zou, J., Cannon, F. S., & Dempsey, B. A. 2007. Arsenic removal by iron-modified activated carbon. 51:1858. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.052

Connor, R. 2015. The United Nations world water development report 2015: Water for a sustainable world (Vol. 1). UNESCO publishing.

ElNaker, N. A., Yousef, A. F., & Hasan, S. W. 2018. Effect of hydraulic retention time on microbial community structure in wastewater treatment electro-bioreactors. MicrobiologyOpen, 7(4): e00590. https://doi.org/10.1002/mbo3.590

Foroughi, M., Khiadani, M., Kakhki, S., Kholghi, V., Naderi, K., & Yektay, S. 2022. Effect of ozonation-based disinfection methods on the removal of antibiotic resistant bacteria and resistance genes (ARB/ARGs) in water and wastewater treatment: A systematic review. Science of The Total Environment, 811:151404. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151404

Humaira, Q., Rouf, A., Mohammad, A., & Gowhar, H. 2020. Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation (1.ª ed., Vol. 1). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2

Irfan, M., Almotiri, A., & AlZeyadi, Z. A. 2023. Antimicrobial Resistance and β-Lactamase Production in Clinically Significant Gram-Negative Bacteria Isolated from Hospital and Municipal Wastewater. Antibiotics, 12(4):653. https://doi.org/10.3390/antibiotics12040653

Kalaruban, M., Loganathan, P., Nguyen, T. V., Nur, T., Hasan Johir, M. A., Nguyen, T. H., Trinh, M. V., & Vigneswaran, S. 2019. Iron-impregnated granular activated carbon for arsenic removal: Application to practical column filters. Journal of Environmental Management, 239:235-243. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.053

Li, S., Ondon, B. S., Ho, S.-H., Jiang, J., & Li, F. 2022. Antibiotic resistant bacteria and genes in wastewater treatment plants: From occurrence to treatment strategies. Science of The Total Environment, 838: 156544.

Mondal, P., Balomajumder, C., & Mohanty, B. 2007. A laboratory study for the treatment of arsenic, iron, and manganese bearing ground water using Fe3+ impregnated activated carbon: Effects of shaking time, pH and temperature. Journal of Hazardous

Materials, 144(1-2):420-426. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.078

Mulder, A. C., Franz, E., de Rijk, S., Versluis, M. A. J., Coipan, C., Buij, R., Müskens, G., Koene, M., Pijnacker, R., Duim, B., Bloois, L. van der G., Veldman, K., Wagenaar, J. A., Zomer, A. L., Schets, F. M., Blaak, H., & Mughini-Gras, L. 2020. Tracing the animal sources of surface water contamination with Campylobacter jejuni and Campylobacter coli. Water Research, 187:116421. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116421

Ramirez, M., & Tolmasky, M. 2017. Amikacin: Uses, Resistance, and Prospects for Inhibition. Molecules, 22(12):2267. https://doi.org/10.3390/molecules22122267

Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. 2020. Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater- A review. Chemical Engineering Journal Advances, 3:100031. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2020.100031

Sharma, G., Pahade, P., Durgbanshi, A., Carda-Broch, S., Peris-Vicente, J., & Bose, D. 2022. Application of micellar liquid chromatographic method for rapid screening of ceftriaxone, metronidazole, amoxicillin, amikacin and ciprofloxacin in hospital wastewater from Sagar District, India. *Total* Environment Research Themes, 1-2:100003. https://doi.org/10.1016/j.totert.2022.100003

Sultana, M., Rownok, M. H., Sabrin, M., Rahaman, M. H., & Alam, S. M. N. 2022. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. Cleaner Engineering and Technology, 6:100382. https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382

United Nations Water. 2022. UN World Water Development Report. United Nations. World Water Development Report 2022. https://bit.ly/3BxxJKb

Wang, X., Jing, J., Zhou, M., & Dewil, R. 2023. Recent advances in H2O2-based advanced oxidation processes for removal of antibiotics from wastewater. Chinese Chemical Letters, 34(3): 107621. https://doi.org/10.1016/j.cclet.2022.06.044

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

LA MERCANTILIZACIÓN DE LA NATURALEZA EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS MEXICANAS. CASO SIERRA DE HUAUTLA, MORELOS

THE COMMODITIZATION OF NATURE IN MEXICAN PROTECTED NATURAL AREAS. CASE SIERRA DE HUAUTLA, MORELOS

Ranulfo Cruz Aguilar[1], Artemio Cruz León[2]*, Pilar Fernández Rebollo[3], Miguel Uribe Gómez[4], Benito Ramírez Valverde[5], Venancio Cuevas Reyes[6]

[1]Ingenieria Agroforestal, Sede Escárcega, Campeche, Universidades Para el Bienestar Benito Juárez García. Carretera Chetumal-Villahermosa, Col. Juárez, Escárcega, Campeche, México.
[2*]Centros Regionales Universitarios, Universidad Autónoma Chapingo, Km. 38.5 Carretera México-Texcoco, 56230. Texcoco, Estado de México, México
[3]Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba, Ctra. Madrid-Cádiz, Km. 397, Campus Rabales, Córdoba, España.
[4]Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, Km. 38.5 Carretera México-Texcoco, 56230. Texcoco, Estado de México, México.
[5]Colegio de Postgraduados, campus Puebla. Carretera Federal México-Puebla Km. 125.5, Santiago Momoxpan, 72760 Puebla, Puebla, México.
[6]Campo Experimental Valle de México INIFAP. km. 13.5 Carretera Los Reyes-Texcoco, Coatlinchán. Texcoco, Estado de México. México, 56250.

Email: etnoagronomia1@gmail.com.

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
21/05/2023

Aceptado:
06/09/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):78-90

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.393

Resumen

La mercantilización de la naturaleza (MN) es la expresión de la penetración del modelo capitalista en la biodiversidad. Este ensayo busca una contextualización de la MN latinoamericana y en las áreas naturales protegidas (ANP) de México. El análisis se centró sobre el discurso y concepto de sustentabilidad, la política de conservación y su instrumentación a partir de las unidades de manejo ambiental (UMA) en las ANP. Se encontró que este modelo de negocio fue exitoso en propiedades privadas y fue contraproducente en las propiedades colectivas. La problemática que viven las ANP con respecto al modelo de negocios es porque son comunidades que viven en propiedades colectivas, los ingresos económicos, los impactos ambientales y la estricta instrumentación de las leyes, afectan en mayor medida a los actores locales. Se concluye que la MN se puede contrarrestar con un enfoque ascendente en donde el conocimiento tradicional es un factor para empoderar a los actores y defenderlos ante otros procesos globales, y revalorizar a la cacería como un espacio de convivencia, reforzamiento de la identidad cultural y obtención de alimentos y no como una práctica mercantil, además del aprovechamiento del sistema silvopastoril y el aprovechamiento de productos forestales no maderables.

Palabras clave: sustentabilidad, política de conservación, áreas naturales protegidas, agroforestería, etnoagronomía.

Abstract

The commodification of nature (MN) is the expression of the penetration of the capitalist model in biodiversity. This essay seeks a contextualization of the Latin American MN and in the protected natural areas (ANP) in Mexico. The analysis focused on the discourse and concept of sustainability, the conservation policy and its implementation from the environmental management units (UMA) in the ANPs. It was found that this business model was successful on private properties and was counterproductive on collective properties. The problem that the ANPs experience with respect to the business model is because they are communities that live in collective properties, the economic income, the environmental impacts and the strict implementation of the laws, affect local actors to a greater extent. It is concluded that the MN can be countered with a bottom-up approach where traditional knowledge is a factor to empower the actors and defend them before other global processes, and revalue hunting as a space for coexistence, reinforcement of cultural identity and obtaining of food and not as a commercial practice, in addition to the use of the silvopastoral system and the use of non-timber forest products.

Keywords: sustainability, conservation policy, protected natural areas, agroforestry, ethnoagronomy.

INTRODUCCIÓN

Las áreas naturales protegidas (ANP) son los espacios de conservación de la naturaleza, implantadas como política pública cuyo propósito es la mercantilización de la naturaleza (MN). Ésta es la forma como el capitalismo penetra sobre la biodiversidad, a través de la incorporación al libre mercado, bajo los enfoques de la economía neoclásica, ya sea comercializando la propiedad intelectual, unidades de manejo ambiental, proyectos de ecoturismos y biopiratería o internalizando las externalidades, bajo el pago de servicios ambientales, mismo que se constituye como el mecanismo de despojo a los actores locales (Gudynas, 2003; Rojas, 2008; Leff, 2005; Leff, 1999). La economía se ve inmersa dentro de un sistema físico-biológico más amplio que la contiene y condiciona (Passet, 1979). De allí surgen los nuevos paradigmas de la economía ecológica que buscan integrar el proceso económico con la dinámica ecológica y poblacional (Costanza *et al*., 1997).

El nuevo modelo de desarrollo neoliberal que rige la economía del mundo también incluye las relaciones entre la sociedad y la naturaleza llevando a una comercialización (Castree, 2008), que afecta profundamente factores socioeconómicos en las comunidades locales (De la Montaña *et al*., 2015). El sistema presupone que el bienestar humano puede incrementarse mediante el impulso de la capacidad emprendedora de los individuos, considerando al mercado como el mejor mecanismo regulador para la distribución de los bienes y servicios requeridos por las necesidades humanas (Perrault y Martin, 2005). Este modelo se materializa de forma muy distinta en diferentes espacios y contextos; no es solo una fuerza que destruye, sino que construye también nuevos discursos y nuevos mundos culturales, políticos y económicos (Castree, 2008a). Como consecuencia los individuos y las unidades familiares son transformados en empresas rurales o microempresas, capaces de utilizar su capital natural para crear nuevos productos promoviendo, de forma paralela, el desarrollo local sustentable y la conservación, en lo que hoy se conoce como conservación neoliberal (Dressler *et al*., 2010; Lele *et al*., 2010; Büscher y Dressler, 2012; Fletcher y Breitling, 2012).

El objetivo principal de este documento fue realizar un análisis teórico acerca de la mercantilización de la naturaleza a partir de su conceptualización, la materialización en los países y sus afectaciones a las comunidades, sobre todo en Latinoamérica. Posteriormente se definió un estudio de caso en una ANP en el estado de Morelos, México, con la finalidad de conocer su repercusión. Este trabajo considera que estos resultados pueden servir para que cuando se implementen proyectos de desarrollo en las ANP se tomen en cuenta la opinión de todos los actores, pero sobre todo centrarse en la población local.

En este documento se discutió la mercantilización de la naturaleza en el contexto mundial y Latinoamérica para la caracterización de los mecanismos de conservación de las especies y las repercusiones en diferentes países, que provocaron a las comunidades que se encuentran en las ANP. Para aterrizar, se tomó como caso de estudio a la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México (REBIOSH), para analizar las decisiones globales en el manejo de la conservación de las especies como base a la mercantilización de la naturaleza. Estas acciones globales derivadas de políticas conservacionistas son a través del discurso de desarrollo sustentable que los gobiernos de los países lo instrumentan a través de sus leyes y programas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo tiene un enfoque cualitativo, por tanto, se centró en responder preguntas ordenadoras, en la que se realizó una discusión acerca de la operación de la mercantilización de naturaleza, aplicación y consecuencias en la REBIOSH. Este método cualitativo se basa en el principio de la hermenéutica-fenomenológica (Mejía *et al*., 2010) que a partir de los hechos o datos secundarios se realiza una interpretación del concepto central de la mercantilización de la naturaleza. La selección de las preguntas de dio a partir de un contexto histórico-mundial en la conceptualización, praxis en América Latina, estas dieron como resultado el orden de los apartados de la discusión de este documento.

La REBIOSH se localiza en la parte sur del estado de Morelos, México, en la Sierra de Huautla (SH), que colinda con los estados de Guerrero y Puebla (Figura 1). El clima es el más seco de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano y una precipitación invernal menor a 5 % (Aw0 (w)). La precipitación media anual oscila entre los 800 y 1000 mm y la temperatura media anual es de 22 a 26 °C (Dorado, 2000). La vegetación dominante es selva baja caducifolia con vegetación secundaria y algunas áreas presentan poca perturbación (INEGI, 2001). La REBIOSH fue decretada en 1999 y desde entonces coadministrada por Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huautla (CEAMISH), en donde a través del plan de manejo se define los objetivos para el manejo de la biodiversidad y además la implementación de proyectos de unidades de manejo ambiental (UMA) de venado cola blanca (*Odocoileus virgnianus*) (CONANP, 2005; Cruz, 2004).

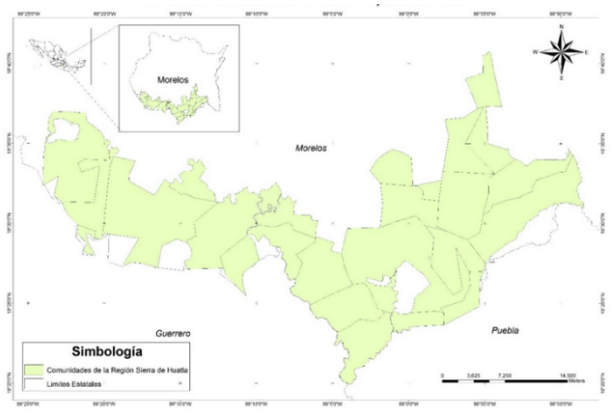


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (CONANP, 2005).

El primer apartado del trabajo intenta responder a la pregunta ¿Cuál es el contexto mundial y latinoamericano de la mercantilización de la naturaleza y su conexión con el desarrollo sustentable? En el segundo se responde a las preguntas ¿Cuáles son los instrumentos mediante los cuales el gobierno mexicano pone en práctica los acuerdos de las agendas internacionales? ¿Cuáles son las repercusiones de estos instrumentos en algunas ANP y en la REBIOSH?

Finalmente, ante la mercantilización de la naturaleza en las ANP se propone la cacería comunitaria como una alternativa para que los actores de estas comunidades sean partícipes del manejo y beneficios de sus recursos naturales, recobren este espacio para convivencia y recreación cultural de acuerdo con sus usos y costumbres y de esta manera se rechaza la práctica mercantil impuesta. La cacería comunitaria es una reflexión particular a partir de los diferentes trabajos realizados en la REBIOSH y de los estudios de manejo de la biodiversidad en otros lugares de Latinoamérica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. El desarrollo sustentable fallido como contexto mundial y en América Latina

PNUMA (1987) define al desarrollo sustentable como la habilidad de satisfacer las necesidades humanas presentes, sin comprometer la satisfacción de las necesidades de las próximas generaciones. En este sentido, en 1992 la Organización de las Naciones Unidas (ONU) desarrolló un acuerdo global sobre el medio ambiente y el desarrollo sostenible llamado Agenda XXI. La finalidad del acuerdo es no detener el crecimiento económico y a su vez el fomento de la conservación de recursos naturales, por lo que, fue necesario la integración de las dimensiones ecológicas, sociales y económicas del desarrollo (Torres, 2013). Existe una confusión entre sustentable y sostenible, lo primero se aplica a la argumentación para explicar razones o defender, en tanto que lo segundo es lo que se puede mantener durante largo tiempo sin agotar los recursos (Gobierno de México, 2023). El término sostenible significa "mantener, conservar, por lo que la producción se sostiene" (Amo y Ramos, 1996). Por lo cual la sostenibilidad no es más que una continuidad técnica y social que impone el capitalismo (Leff, 2003).

Desde un punto de vista epistemológico, la sustentabilidad tiene su origen en las ciencias hibridas, donde su objeto de estudio es el ecosistema y es una corriente más avanzada que la ciencia contemporánea (Toledo, 2015). Esta ciencia no solamente responde a lo que podría denominarse el reto central de la humanidad o de la especie, sino por su robustez teórica y su ambiciosa pretensión de remontar los principales problemas y limitantes señalados por las diversas corrientes y autores de la epistemología de lo complejo (García, 2006). La fundamentación de esta crítica señala una dicotomía en quienes piensan que es una ciencia física o natural y otros quienes piensan que debe incluirse a las ciencias sociales (Foldari y Tomassino, 2005) (Figura 2).

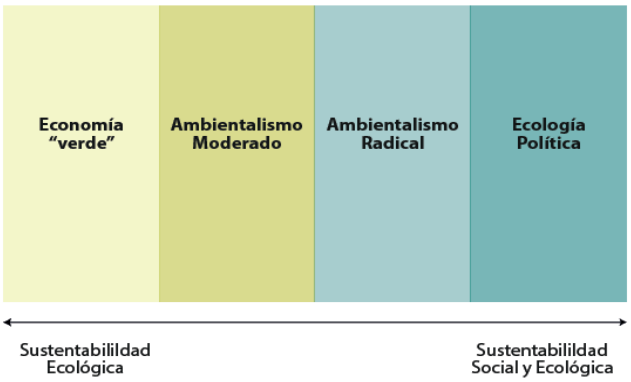


Figura 2. Corrientes conceptuales en torno al concepto de sustentabilidad (Foldari y Tomassino, 2005).

El concepto de sustentabilidad deja el lado social como un elemento, pero no como una parte emancipadora que los actores puedan disponer. Por otra parte, García y García (2008) definen a la sustentabilidad como fin último de un proceso socio-ambiental controlable convertido en una ficción pues, partiendo de la base existencial que nos brinda la sociedad moderna, no es posible establecer o construir en nuestra mente colectiva una noción exitosa de sustentabilidad socio ambiental como objetivo y fin de la sociedad.

Si a la sustentabilidad se le intenta ligar con una cuestión social, esto lleva al campo de la ecología política, que analiza los conflictos desde una perspectiva que articula las relaciones entre la naturaleza y los seres humanos con las relaciones sociales mismas (Leff, 2005). Algunos autores la definen "economía política de la naturaleza" o "el análisis sociopolítico de las relaciones entre el ambiente y la sociedad" (Nygren, 2012).

Se puede entender que, si se retoma la centralidad del sujeto a través de la llamada "sustentabilidad", puede significar beneficios a los actores que viven en las zonas rurales, en este caso a las ANP. La finalidad es ubicar en dónde se encuentran los puntos críticos que el actual modelo de desarrollo posee, y a su vez encontrar las estrategias para que los actores no sigan sometidos ante este modelo.

Entre las tareas de la ecología política se encuentran señalar los conflictos que existen en América Latina y las formas de manifestación para los actores. Según Merlinsky (2014) algunas oportunidades pueden ser el surgimiento de alternativas productivas locales con una racionalidad ecológica para paralizar un proyecto extractivista, la formación de redes nacionales o internacionales en América Latina, la realización de la institucionalidad ambiental a través de la sociedad civil y la introducción de lenguajes de valoración que habían sido desdeñados o expresamente excluidos anteriormente.

Un ejemplo en Centroamérica son los procesos de biopiratería que existen en Costa Rica sobre la apropiación de la biodiversidad por empresas extranjeras que se adueñan de las especies nativas para sus beneficios económicos (Rojas, 2008). Como en Costa Rica y en el mundo, estos nuevos empresarios que surgen de los proyectos ecoturísticos y las Unidades de Manejo Ambiental (UMA) son los actores que tienen los recursos económicos para consumir los recursos naturales que históricamente les pertenecen a las comunidades nativas.

De manera práctica en un contexto anglosajón, la mercantilización de la naturaleza se ejemplifica con la experiencia de los Estados Unidos en las UMA las cuales son cooperativas, ranchos privados con tarifa de caza en los cuales se presentan formas de explotación de la fauna silvestre (Messmer *et al*., 1998). Estos sistemas fueron usados para reducir la pobreza en algunos sectores de la sociedad que se encuentran en los estados del sur de Estados Unidos (Weber *et al*., 2006).

Estas formas de explotación son reguladas por la ley de la oferta y la demanda, y no por la conservación de naturaleza (Weber, 1993). Esto ha llevado a la introducción de especies exóticas, de acuerdo a la demanda, donde biológicamente se ha hecho un desplazamiento de los predadores locales, una selección artificial de especies, tierras privatizadas, y el acceso es limitado (Weber *et al*., 2006). Desafortunadamente el manejo de la fauna silvestre en este tipo de modelo de explotación hacia los trópicos, como en el sur de México es poco efectivo por las condiciones sociales que representan a los campesinos (Weber *et al*., 2006) y está prohibido por la ley mexicana, no se pueden introducir especies de cornamenta mayor en áreas habitadas por el venado cola blanca.

Finalmente, la sustentabilidad está ligada con el sistema capitalista, que la pretende vender como desarrollo sustentable, sin dejar a un lado la producción intensiva (Torres, 2013). La implantación del modelo de explotación a la naturaleza pregona producir sin dañar el medio ambiente, pero la ecología política ha desenmascarado este discurso de la sustentabilidad y por ello los actores buscarán nuevas estrategias para contrarrestar estas reconversiones del modelo capitalista.

2. La política de conservación de la biodiversidad en México como contexto nacional

A partir de la Cumbre de la Tierra realizada en Río de Janeiro en 1992, y la ratificación del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) en 1993, el gobierno de México se comprometió en fortalecer su política ambiental para crear acciones de conservación y el aprovechamiento del patrimonio natural de forma sustentable (Convenio de la Diversidad Biológica, 2016). En esta política se creó el marco legal y los instrumentos para operar nuevas formas de apropiación del patrimonio natural, en este caso la biodiversidad.

Esto significa, la falta de reconocimiento de las prácticas tradicionales y culturales realizadas por los dueños de los recursos como una forma adecuada de utilización de los recursos naturales (Pilar y Moguel, 2007) y con ello se acepta, que su práctica convierte a los campesinos en delincuentes, porque están fuera del orden y con ello se legitima que la normatividad de las áreas naturales protegidas son lo único vigente. En este caso, legitimizar, según Weber (1969) busca darle validez al orden, sostenido solo por motivos racionales, que resulta en general mucho más frágil que otro que provenga de una orientación mantenida por la fuerza de la costumbre, por el arraigo de una conducta.

La política de conservación ordena los sistemas de valores de las poblaciones, de tal manera que, su visión protectora de la biodiversidad dicta "lo que se puede hacer" y "lo que no se puede hacer" (Pilar y Moguel, 2007). En 1996 se creó la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental (LEGEEPA), es el único instrumento jurídico que rige el uso de los recursos naturales y de manera particular las ANP. La LGEEPA regula el manejo de la biodiversidad, por medio de la Ley General de Vida Silvestre (LGDVS) creada en 1997 que establece como instrumento a las UMA el manejo de las especies silvestres para la construcción de mercados formales (Pilar y Moguel, 2007).

La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) es la entidad encargada de aplicar y hacer cumplir la legislación vigente, a través de sus órganos desconcentrados como son: el Instituto Nacional de Ecología (INE), la Procuraduría Federal de Protección al

Ambiente (PROFEPA), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (LGEEPA, 2014).

La UMA es concebida esencialmente como un instrumento económico de mercado escrito en el artículo 21 y 22 de la LGEEPA, que pretende incentivar el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental y promover un cambio de conducta (de las personas que realicen actividades comerciales) de tal manera que sus intereses sean compatibles con los intereses colectivos de protección ambiental y de desarrollo sustentable (LGEEPA, 2014).

Las UMA son reguladas por la Ley General de Vida Silvestre (LGVS, 2006), definen los límites del aprovechamiento de especies animales y vegetales. Como la mayor parte de los instrumentos de gestión ambiental en México, su diseño está influenciado por una visión neoliberal de la conservación, y parte de la idea de que la naturaleza solo puede ser preservada si su conservación reditúa beneficios económicos a los dueños de la tierra y de los recursos (Buda *et al*., 2014).

A través de las UMA se pretende que las especies animales y vegetales amenazadas sean aprovechadas comercialmente en predios e instalaciones registradas ante la autoridad responsable y que operen bajo los lineamientos de un plan de manejo autorizado, lo que teóricamente permitiría monitorear de forma permanente el estado del hábitat y de las poblaciones silvestres o ejemplares en confinamiento sujetos a uso (Anta y Carabias, 2008), esto debido por su alto interés por los traficantes y no por especies que no estén amenazadas. Actualmente existen en el país más de 8,600 UMA que abarcan una superficie superior a los 30 millones de hectáreas (Anta y Carabias, 2008). Aunque ciertos tipos de UMA han funcionado muy bien, en términos económicos, como aquellas ligadas al turismo cinegético en el norte del país y que se calcula que han generado una derrama económica cercana a los 3,000 millones de pesos (230 millones de dólares americanos) (Anta y Carabias, 2008), sobre todo son UMA privadas.

Por otro lado, en situaciones donde los recursos son de propiedad colectiva, la implementación de una UMA muestra complicaciones dada la tensión que se genera entre el Estado y las comunidades involucradas durante su instrumentación, quienes ven disminuidas sus posibilidades de uso y acceso al territorio y a los recursos naturales (Weber *et al*., 2006; Gallina *et al*., 2009). A partir de esta ley aparecen dos tipos de mercados: el formal e informal (Pilar y Moguel, 2007).

Esta ley permite que por medio de certificados y concesiones se pueda comercializar a las especies que se encuentran en peligro, y el concepto de la "escasez" de la vida silvestre en los ecosistemas se construye geográficamente en las áreas de influencia y de amortiguamiento, y muchas veces en las áreas núcleo de las ANP. Por tanto, es comprensible que entre más biodiversos sean los ecosistemas que albergan las áreas de las ANP será mucho más intensa la actividad mercantil que en ellas se realiza, ya que la oferta de plantas, animales y germoplasma es abundante dependiendo de la densidad poblacional que en dichas ANP se encuentren.

3. El impacto de la mercantilización de la naturaleza en las Áreas Naturaleza Protegidas en México

En México, la expansión de las ANP se produce justamente con el arribo de la política neoliberal; basta decir que el 83% de las 42 reservas de la biosfera existentes hasta 2013 fueron establecidas entre 1990 y 2010 (Duran, 2014). Actualmente, el país tiene 176 ANP que ocupan el 12.9% de su territorio, poco más de 25 millones de ha, siendo el decreto de ANP la estrategia más consolidada de conservación en el país (CONANP, 2014).

Hoy, las ANP mexicanas son espacios donde los intereses públicos y privados coinciden (González, 2003). Pero son las élites locales y los actores poderosos los que generalmente acaparan las nuevas oportunidades y ganancias exacerbando, a través de la conservación, las inequidades sociales preexistentes (Kelly, 2011). El modelo de negocio de la UMA que inspiró al gobierno mexicano fue Estados Unidos, en consecuencia, lo implementaron primero en los estados del Norte y posteriormente al sur del país, desafortunadamente no existen métodos para su evaluación, sin embargo, se han hecho algunos intentos, entre los que se encuentran los trabajos de García *et al*. (2008) y Sik *et al*., (2007). Según Weber *et al*., (2006) menciona que los impactos negativos en las UMA de México se deben a las siguientes causas: la elaboración del plan de manejo inapropiado; la introducción de especies exóticas en las UMA, los métodos para determinar la población, el impacto a otras especies vulnerables del ecosistema, no tomar en cuenta la cacería de subsistencia y la participación social. Dentro de los inconvenientes de los planes de manejo, García *et al*. (2008) encontró que algunas UMA del estado de Campeche se encontraron duplicidad o plagio en los planes de manejo. Los métodos de estimación de población en este estudio de caso son a través del conteo de algunos ejemplares e inferencias (restos de heces y huellas) de la población (Carrillo *et al*., 2000) debido a la densidad de la selva o las condiciones meteorológicas no se pueden censar, ya que a diferencia de los Ranchos Cinegéticos del norte de México o en EUA que son zonas áridas y áreas delimitadas se pueden observar mejor y tener una mejor certeza de sus ejemplares.

Otro aspecto negativo es la introducción de especies nuevas a ecosistemas de México, que se efectuó en 660 UMA en 16 estados (Medellín *et al*., 2005). Un ejemplo de impacto negativo por la introducción de especie es el jabalí europeo (*Sus scrofa*) en 1992 en los estados de Chihuahua y Durango, por incremento incontrolado de población, en diez años se expandió en los estados de Sinaloa y Sonora (Weber, 1995). Resulta complicado el control y la erradicación de esta especie por la ferocidad de su población una vez establecida en las UMA (Rodríguez, 2001).

Sobre el impacto a las especies vulnerables, su raíz deriva de los inadecuados estudios y las estimaciones poco precisas, un caso es con el pecarí de collar *(Pecari tajacu*) en Campeche y Quintana Roo, que cuando los cazadores llegan a cazar estos animales, no dejan los suficientes para los depredadores locales (Weber *et al*., 2006). Por ello, como otra de las causas de que el pecarí de collar sea una especie vulnerable es la falta de conocimiento de la cacería de subsistencia, debido a que es una actividad dinámica difícil de regular y monitorear, porque tanto puede ser como alimentación de las comunidades, también puede ser el tráfico de esta especie.

La afectación en la participación social se ejemplifica en los ejidos y comunidades del sureste de México (Toledo *et al*., 2002). Por lo cual la participación es como voluntario o sin un sueldo fijo, a diferencia de los ranchos privados que tienen un esquema administrativo empresarial, lo que reduce el interés de participación. Desafortunadamente, mucha de la participación recae en los técnicos y proveedores de materiales e insumos que tienen una relación estrecha con los gobiernos por lo que frecuentemente suceden casos de corrupción en las UMA (Weber y González, 2003).

Otros dos casos de medición de impactos negativos en las UMA son el estado Sonora y Yucatán relacionados con aspectos ecológicos (Sisk *et al*., 2007). En Sonora de 1990 al 2003 se incrementó en un 30% la siembra del pasto buffel (*Pennisetum ciliare*), en detrimento de los pastos nativos, ocasionando pérdida de la fertilidad del suelo a largo plazo y el incremento de los incendios forestales (Castellanos *et al*., 2002).

Cuando se emplea el método para evaluar los impactos de las UMA, García *et al*. (2008) evaluaron 6 UMA en Campeche, donde encontraron un índice de sustentabilidad de 42,3%, estos valores bajos se deben a las estrategias de manejo, monitoreo del hábitat, la educación ambiental y el conocimiento de las leyes de medio ambiente.

Entre los casos en la UMA que tienen esta problemática en México, según Pilar y Moguel (2007), está Chiapas, que tiene un mercado informal de especies de vida silvestre en los mercados populares donde los vendedores ambulantes ofrecen ejemplares de orquídeas, palmas, cícadas, aves (loros) y reptiles. Otra modalidad del tráfico es utilizando autorizaciones de UMA otorgadas por la SEMARNAT para colecta, colecciones particulares, mascotas, extraer y reproducir ejemplares no autorizados (Pilar y Moguel, 2007).

Buda *et al*. (2014) menciona que en Chiapas la demanda sobre la UMA de palma camedor de la Selva Lacandona ha cambiado con el tiempo. En la última década, el corte y venta de la palma conocida en la región como "pata de vaca" (*Chamaedorea ernesti-augustii*) ha ganado terreno y su precio ha aumentado casi tres veces, desplazando a otras especies como el cambray (*C. elegans*) y el jate (*C. oblongata*) que fueron importantes en décadas pasadas. Sin embargo, su aprovechamiento no se realiza de forma sustentable y pone en riesgo la viabilidad económica futura de esta actividad y la sobrevivencia de la especie en la región (Buda *et al*., 2014).

3.1. La Sierra de Huautla, Morelos como caso de estudio

Sitio de estudio

La Sierra de Huautla se localiza en la parte sur del estado de Morelos, México, colinda con los estados de Guerrero y Puebla (Figura 1). La región ha sido habitada desde épocas prehispánicas, como lo demuestran los vestigios arqueológicos ubicados en las comunidades de Chimalacatlán y Coaxitlán (Trujillo, 2012). Después de la conquista ocurrida en 1519, la hacienda se estableció como la principal unidad de producción y en ellas indígenas, mestizos y descendientes de esclavos negros trabajaban en los ingenios y minas de plata. Sin embargo, no todas las comunidades indígenas fueron devastadas y algunas lograron mantener sus derechos de propiedad, coexistiendo con las haciendas, de la cual fue una de las demandas que tenían los militantes del ejercito zapatista ya que ellos tenían derechos sobre su tierra. Morelos se convirtió en estado en 1896 y años después fue escenario importante de la lucha revolucionaria iniciada en 1910, pues el líder campesino Emiliano Zapata nació en Morelos y dirigió su lucha desde ahí. Actualmente en Sierra de Huautla son comunes los relatos sobre Zapata, su presencia y batallas en el área.

Además de su relevancia histórica y social, la Sierra de Huautla es también una región destacada por sus atributos ecológicos. El área está cubierta casi en su totalidad por selva baja caducifolia, el ecosistema tropical más amenazado tanto en México como en el mundo (Trejo y Dirzo, 2000). Los 5903 km^2 que constituyen la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH) representan el remanente más amplio y mejor conservado de selva baja en la región centro-sur del país y la última extensión en

Morelos (CONANP, 2005). Dentro de la reserva existen también otros ecosistemas como los bosques de pino y encino; se reportan cerca de 939 especies de plantas vasculares y 349 de vertebrados, de las cuales 75 son endémicas (CONANP, 2005).

Para 2007 hay 31 comunidades con 23544 habitantes, que tenían su territorio o parte de él incluido dentro de las fronteras de la REBSIOH (INEGI, 2006). Casi todas corresponden a ejidos, un tipo de propiedad colectiva muy común en México, producto de la reforma agraria iniciada después de la Revolución.

La ganadería bovina extensiva y el cultivo de maíz, frijol, calabaza y chile son las principales actividades productivas para la subsistencia, además de la recolección y venta de leña (Trujillo, 2002). La Sierra de Huautla es la región más pobre de Morelos y muchas de sus comunidades son clasificadas como de alta marginalidad por el Consejo Nacional de Población (Ávila y Tuirán, 2002), lo cual significa que el acceso a la infraestructura básica, agua potable, electricidad y servicios de salud, etc., es limitado.

La creación de la REBIOSH resultó del interés e iniciativa de algunos académicos de la Universidad Nacional Autónoma de Morelos (UAEM) donde, desde 1980, se desarrollan estudios taxonómicos que permitieron reconocer la relevancia biológica del sitio. En 1993, el Gobierno del Estado de Morelos decretó un espacio de 3131km2 como área protegida bajo la categoría estatal de Zona Sujeta a Conservación Ecológica, abarcando los municipios de Amacuzac, Puente de Ixtla, Tlaquiltenango y Tepalcingo. En 1995, la UAEM creó el Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huautla (CEAMISH), como una institución de investigación científica dedicada a generar conocimiento biológico y ecológico sobre la región para promover su conservación vía el uso sustentable de los recursos biológicos (CONANP, 2005). En 1998, la UAEM y CEAMISH propusieron a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), entidad federal a cargo de los asuntos ambientales, la creación de la reserva de la biosfera. La REBIOSH fue decretada en 1999 y desde entonces coadministrada por CONANP y CEAMISH. El primero aporta el apoyo institucional y financiero, mientras que CEAMISH asume las responsabilidades del manejo cotidiano de la Reserva. El 19/02/2010 el CEAMISH cambió su nombre a Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Conservación (CIByC) y definió como sus objetivos principales la comprensión de fenómenos asociados con el origen y mantenimiento de la diversidad biológica y la integración de este saber al ámbito de la conservación (El Regional, 2010).

Implicaciones en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla

Partiendo de lo que menciona López (2007) sobre el impacto social que la REBIOSH generó, es que toda esta reglamentación es contradictoria en la aplicación a la población, para Duran (2014) algunas de las principales razones que desde el punto de vista de las autoridades gubernamentales y académicas fundamentaron la creación de la REBIOSH, tales como la importancia de su diversidad biológica, los servicios ambientales que presta o el deterioro de la selva baja caducifolia en México y Morelos, no están presentes en la perspectiva ambiental de las comunidades involucradas. Esto lleva al entendimiento que la REBIOSH al igual que muchas ANP en el país su constitución no tomó en cuenta a la participación de la población.

Actualmente en la REBIOSH el proyecto de UMA va relacionado con la especie de venado cola blanca, esta especie causa un interés por el consumo de su carne y derivados de la piel, es de alguna manera una especie de gran valor para los actores en sus comunidades. La temporada de caza se realiza en el mes de diciembre, y tiene relación con las fiestas decembrinas, como la navidad, etc. Pero la UMA tiene su reglamentación y si no se lleva a cabo acorde al plan de manejo se les considera como infractores por lo cual puede tener las sanciones o condenas que marca la ley. Por ello se puede decir que la cacería es un medio de convivencia para los actores de las comunidades de la REBIOSH, y en cambio con la UMA solamente los que puedan pagar (en el caso que no sean ejidatarios) pueden acceder al consumo de esta especie.

Según Duran (2014) la actitud positiva hacia la conservación y el área protegida presente en las comunidades de la REBIOSH, no puede ser interpretada como producto de un balance conveniente para los pobladores entre los costos y beneficios de la conservación debido, básicamente, a que la mayor parte de los actores no perciben la reserva como una instancia que les aporte ventaja alguna. En este caso, la prevalencia de actitudes positivas parece estar más bien relacionada con las escasas consecuencias que el área protegida tiene en la vida cotidiana de los habitantes. Aun cuando la existencia de actitudes positivas es un resultado alentador, este estudio también señala una ausencia de conocimiento e información entre las comunidades acerca de los propósitos, proyectos y actividades de la reserva, indicando una escasa intervención de la población local en el manejo del área. Las iniciativas de participación que los actores se han involucrado son la zonificación de la REBIOSH, recuperar el conocimiento tradicional sobre plantas medicinales, sensibilizar a la población sobre las cuestiones ambientales, adaptación sobre las estufas ahorradoras de leña e impulsar los viveros de plantas nativas (Trujillo, 2012). Pero en la toma de decisiones

sobre los proyectos que llegan a la REBIOSH solamente le compete a las autoridades y académicos de la UAEM.

No tomar en cuenta a la comunidad tiene sus consecuencias. En 2002 ocurrió un conflicto por casi nula la transparencia de recursos económicas en la unidad administrativa de la REBIOSH, lo que obligó a que la población tomará acciones colectivas por no tomarlas en cuenta en los planes de manejo de la biodiversidad, por consecuencia el gobierno en turno decidió clausurarla (estación biológica Cruz Pintada). Esta expresión de la participación es una muestra de que es importante tomar en cuenta a la comunidad para que los planes de manejo sean viables.

Cabe señalar que la UMA de venado no es responsabilidad del CEAMISH, aunque a veces han buscado acciones con algunos programas de la CONANP para su mantenimiento (Programa de Empleo Temporal, etc.).

Según Buda *et al*. (2014) el trámite con el que inicia el registro la UMA busca demostrar ante la SEMARNAT la posesión legal de la tierra por parte del grupo interesado y establecer la existencia del aval comunitario para el establecimiento. Su cumplimiento requiere de gestiones previas ante diferentes dependencias gubernamentales y ante la comunidad lo cual, por lo general, toma varios meses. Por ejemplo, para demostrar la posesión legal de la tierra es necesario presentar original y copia de la llamada "carpeta básica" del ejido o comunidad agraria; este trámite se realiza en el Registro Agrario Nacional (RAN) para después de tres meses, obtener una copia certificada de la carpeta que solo será utilizada para cotejar datos. Del mismo modo, para conseguir el aval comunitario es necesario presentar ante el RAN un acta de asamblea, trámite que dura tres meses más el tiempo que las instancias comunitarias necesiten para tomar el acuerdo, elaborar el acta y recabar las firmas dentro de la comunidad.

Con relación al diseño y registro del plan de manejo, este debe ser elaborado por un prestador de servicios técnicos profesionales (PSTP) y, posteriormente, registrado ante SEMARNAT. Los PSTP son, generalmente, biólogos, veterinarios, agrónomos o ingenieros forestales, certificados por la SEMARNAT como técnicos profesionales y legalmente autorizados para elaborar los planes de manejo y asesorar a las comunidades. Los lineamientos del plan de manejo son básicamente técnicos y tienen que ver con el establecimiento del polígono de trabajo, su zonificación, el manejo del hábitat y la especie, el cálculo de volúmenes de aprovechamiento, las medidas de contingencia, vigilancia y el sistema de marcaje, están definidos en el artículo 40 de la LGDVS. Una vez aprobada la UMA, las tasas de aprovechamiento se otorgan anualmente y su cálculo se obtiene a través de una metodología definida por el PSTF con base en lo establecido en la NOM-006.

Las UMA pueden implementarse tanto en terrenos de propiedad privada como de propiedad social o colectiva, los ejidos y los bienes comunales. En el caso de estos últimos, una vez obtenido el registro, potencialmente todos los ejidatarios o comuneros reconocidos por la asamblea y dueños legales de la tierra, se transforman en miembros de la UMA y pueden participar en su operación. Sin embargo, es preciso reconocer que las comunidades no son homogéneas al interior, presentan diversidad de intereses y objetivos, que se traducen en la conformación de grupos de trabajo con metas compartidas, como es el caso de las UMA de palma. Por tal razón, si solo un grupo de comuneros o ejidatarios está interesado en participar de la UMA, los derechos de su manejo les pueden ser cedidos por un acuerdo interno de la asamblea comunitaria registrado ante el RAN.

De esta manera se puede decir que los PSTP de la REBIOSH y los PSTP tienen diferentes formas de ver la conservación de las especies, bajo la dicotomía en un punto intermedio hacia la ecología política y otro bajo la economía ecológica (Foldari y Tomassino, 2005). Unos hacen esfuerzo mediante talleres para conservar a la naturaleza y los segundos tratando de mercantilizar a la naturaleza mediante UMA, pero los dos no han podido llegar a un desarrollo a estas comunidades, debido a que se siguen teniendo los mismos índices de marginación.

Por último, con las características socioeconómicas de la Sierra de Huautla, las actividades agropecuarias de subsistencia y de extracción son las principales para satisfacer sus necesidades de los actores. Estas actividades se pueden caracterizar como un sistema agroforestal pecuario, donde los ingresos provienen de becerros de 200 Kg y algunos subproductos que se obtengan del sistema (Uribe, 2012). Por ello la mercantilización y la posición conservacionista de la biodiversidad no es una alternativa para los actores locales, y entonces a la UMA de venado y otras especies se propone abordarse mediante la cacería comunitaria, como el espacio de convivencia y alimentación para las comunidades de la Sierra de Huautla.

4. El conocimiento tradicional como alternativa en las Áreas Naturales Protegidas

En 93 ANP de 22 países tropicales se encontró que el 70% tiene población humana viviendo, el 54% tienen demandas de derechos de propiedad de la tierra y el 40% se realiza cacería o se introduce ganado para pastoreo (Bruner *et al*., 2001). Esta situación indica la presencia humana y un manejo sustentable de los recursos naturales en las ANP, gracias al conocimiento tradicional para el aprovechamiento de sus recursos naturales.

En Ecuador se han desarrollado diferentes trabajos que corresponden a la importancia del manejo de la biodiversidad. Un caso exitoso es en la comunidad Añangu Kichwa, en donde se han desarrollado ecoturismo hecho por los pueblos originarios dentro de una Reserva de la Biosfera (Salazar, 2010). En las localidades amazónicas Las especies consideradas sobreexplotadas en la mayoría de las localidades han sido los monos lanudos (*Lagothrix lagotricha* y *Lagothrix poeppigii*), el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) y el paujil (*Mitu salvini*) (De la Montaña, 2013). Si bien el autor menciona que estas especies pueden lograr a extinguirse, las comunidades en conjuntos con los agentes externos pueden lograr a que se recuperen sus niveles de población.

El conocimiento tradicional de la biodiversidad derivado de más de 12,000 años en México en la obtención de satisfactores del medio natural se ejemplifican algunos casos. Dentro de estos estudios de caso se tiene el conocimiento de los hongos comestibles en Amanalco, Estado de México (Burrola *et al*., 2012), el ciclo de vida de insectos como la mariposa monarca en Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca en Michoacán (Loredo *et al*., 2002) y el conocimiento de los mamíferos que tienen un uso cultural en la Reserva de la Biosfera la Encrucijada de Chiapas (Barrasa, 2012).

Con respecto a la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH) se tiene el ejemplo la extracción de resina de copal de las especies *Bursera bipinata* (*Sessé y Moc*.) Engl, conocido localmente como copal chino y *B. copallifera* (Sessé y *Moc*. *Ex DC*.) Bullock, que denominan copal ancho (Cruz *et al*., 2006). Otro caso son las especies utilizadas para la leña, este conocimiento tradicional de la eficiencia calórica de la madera está basado en el calor de combustión, cenizas, humedad y densidad factores culturales (Cruz *et al*., 2016). En las UMA de venado cola blanca de la Sierra de Huautla es importante mencionar que los ejidatarios tienen cierto conocimiento sobre los hábitos del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), se menciona que, durante la época de seca, estos se alimentan de flores de cazahuate, flor de pochote y de cactáceas (Cruz, 2004). En los ejidos del Limón, Los Sauces y Chimalacatlán, Velarde y Cruz (2015), registraron un total de 16 especies animales aprovechadas de las cuales destacan el Venado cola blanca (Odocoileus virginianus), tejón (*Nasua narica*), serpiente de cascabel *(Crotalus durissus*), huilota (*Zenaida macroura*), tortolita (*Columbina passerina*), paloma de ala blanca (*Zenaida asiatica*) y chachalaca (*Ortalis poliocephala*); donde las formas de cacería usadas son la arriada, espiada, campeada y lampareada; y los motivos de caza son alimenticio, el medicinal, la cacería de animales dañinos para cultivos o venenosos y el esparcimiento.

En los ejidos del Limón, Los Sauces y Chimalacatlán se registraron un total de 16 especies animales que son de preferencia para los pobladores para la cacería comunitaria, dentro de las técnicas más usadas son usadas son la arriada, espiada, campeada y lampareada. Los motivos de caza son alimenticios, medicinales, la cacería de animales dañinos para cultivos o venenosos y el esparcimiento (Velarde y Cruz, 2015). Finalmente se puede decir que, en los estados del sur, la cacería tiene fines colectivos a pesar de la existencia de una economía de mercado, debido a la disponibilidad del recurso y la cantidad de participantes. Por ello es complicado medir beneficios monetarios, sino debe enfocarse a beneficios simbólicos.

CONCLUSIONES

La mercantilización de la naturaleza es una estrategia del sistema capitalista para apropiarse de los recursos naturales y la biodiversidad, articulada a nivel mundial, latinoamericano, nacional y local, convierte los recursos naturales y la biodiversidad en mercancía. Esta estrategia se oculta bajo el discurso y conceptualización de la sustentabilidad. Con esto se pretende el control de la gestión de los recursos naturales poniéndola en manos de las dependencias nacionales, que arrebatan el control a los actores locales propietarios usufructuarios de los territorios a controlar. La operación favorece a actores externos y en ocasiones locales con mayor poder económico que acaparan los recursos y su utilización, gracias a las bondades que el sistema neoliberal les ofrece.

La mercantilización de la naturaleza esta expresada en la práctica en proyectos de ecoturismo, pago de servicios ambientales, biopiratería, unidades de manejo ambiental, cuyas evaluaciones indican que dicha estrategia es un fracaso en las comunidades de México o en países de América Latina. Los datos analizados permiten corroborar que el fracaso se da porque la lógica capitalista no operó en los campesinos debido a la complejidad social de las comunidades y los irrisorios ingresos para sus familias.

Las iniciativas de la política de conservación de biodiversidad del gobierno mexicano se manejan a través de la operación política para satisfacer al capital. La generación de mercancías a partir de la naturaleza es la estrategia de penetración hacia la biodiversidad, en la cual los actores que tengan capacidad de pagarlas se pueden beneficiar de ellas, pero no beneficia a las comunidades nativas, cuyos recursos son arrebatados y los criminalizan.

Los programas y acciones que la LGEEPA y LGVS a través de la SEMARNAT y la CONANP se enfocan en la conservación de las especies y no en el desarrollo de las comunidades. Estos programas buscan incrementar las mercancías y provocaron una visión dicotómica que los actores externos (administradores y prestadores de servicios profesionales) ejecutan. Como consecuencia, los actores desarrollan estrategias alternativas de

sobrevivencia, ante una nueva fase de acumulación del sistema capitalista.

Finalmente retomar el conocimiento tradicional de las comunidades es una estrategia de inclusión para los actores locales. Los estudios de caso de las formas de cacería ayudarán a mejoras en los planes de manejo en las ANP y los programas gubernamentales. De esta manera la cacería no se visualizará como una mercancía, sino como una estrategia de desarrollo para las comunidades.

LITERATURA CITADA

Amo, R. S., & Ramos, P. J. M. 1994. Desarrollo Sostenible. PRONATURA. México.

Anta, F. S., & Carabias, J. 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad. Capital natural de México Vol. 3. México, CONABIO.

Ávila J L., & Tuirán R. 2002. Índices de Marginación a Nivel Localidad, 2000. CONAPO/SEDESOL. Ciudad de México, México.

Barrasa, G. S. 2012. Conocimiento y usos de la fauna en dos comunidades de la R.B. La Encrucijada, Chiapas. Revista Etnobiología. 1(10):16-28. https://www.revistaetnobiologia.mx/index.php/etno/article/view/199.

Buda, A. G., Trench, T., Durand L. 2014. El aprovechamiento de palma camedor en la Selva Lacandona, Chiapas, México: ¿Conservación con desarrollo? Revista Estudios Sociales. 44(22): 200-223. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-45572014000200008&script=sci_arttext.

Burrola, A. C., Montiel O., Garibay, O. R., Zizumbo, V. L. 2012. Conocimiento tradicional y aprovechamiento de los hongos comestibles silvestres en la región de Amanalco, Estado de México. Revista Mexicana de Micología. 35: 1-16. http://www.scielo.org.mx/pdf/rmm/v35/v35a2.pdf.

Büscher B., Dressler W.W. 2012. Commodity conservation: the restructuring of community conservation in South Africa and the Philippines. Revista Geoforum. 43(3): 367-376. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016718510000862.

Bruner, A., Gullison, R., Rice, R., Da Fonseca, G. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Revista SCIENCE. 5(291): 125-128. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.459.2017&rep=rep1&type=pdf.

Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. Revista Conservation Biology. 14:1580-1591. https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x.

Castree, N. 2008. Neoliberalising nature: the logics of deregulation and reregulation. Revista Environment And Planning A. 1(40):131-152. https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1068/a3999.

Castree, N. 2008a. Neoliberalising nature: processes, effects, and evaluations. Revista Environment And Planning A. 1(40): 153-173. https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1068/a39100.

Castellanos, A., Yanes, G., Valdez, D. 2002. Drought-tolerant exotic buffel-grass and desertification. In: Tellman B. (editores). Weeds across borders. Ed. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA.

Costanza, R., D'arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., Van Den, B. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Revista NATURE. 6630 (387): 253-260. https://www.nature.com/articles/387253a0.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. Ed. Dirección General de Manejo para la Conservación, CONANP. México,

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2014. Áreas protegidas decretadas. CONANP. México. Recuperado de http:///.www.conanp.gob.mx/que_hacemos/. Convenio de la Diversidad Biológica. 2016. ¿Qué es el CDB? CBD. Recuperado de http://cop13.mx/convenio-sobre-la-diversidad-biologica-cdb/.

Cruz, L. A., Uribe, G. M., Lara, B. A., Yescas, A. C. A., Maldonado, T. R. 2016. Diálogo del saber campesino y la investigación científica: árboles nativos dendroenergéticos en la Reserva de la biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México. Revista Revue D'ethnoécologie. 9: 1-12. https://journals.openedition.org/ethnoecologie/2493.

Cruz, L. A., Salazar, M. L., Campos, O. M. 2006. Antecedentes y actualidad del aprovechamiento de copal de la Sierra de Huautla, Morelos. Revista Geografía Agrícola. 37: 97-116. https://www.redalyc.org/pdf/757/75703707.pdf.

Cruz, L. C. 2004. Densidad de población del venado cola blanca (*Odocoileus Virginianus*) en el Ejido de Pitzoltan, Tepalcingo, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. México.

De la Montaña, E., del Pilar M. S. R., Maldonado, J. H., & Griffith, D. M. 2015. Predicting hunter behavior of indigenous communities in the Ecuadorian Amazon: insights from a household production model. Revista Ecology and Society, 20(4).

De la Montaña, E. 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana. Ecosistemas, Revista de Ecología y Medio Ambiente, 22(2): 84-96. https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/720.

Dorado, O. R. 2000. Conservación de la biodiversidad en el México rural: Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. En: Monrroy, R. H., Coclin, J. C., Boyas. D. (Ed.). Los sistemas Agroforestales de Latinoamérica y la Selva Baja Caducifolia en México (pp. 11-12). Editorial INIFAP-IICCA-UAEM. México.

Dressler, W., Büscher, B., Schoon, M., Brockington, D., Hayes, T., Kull, A. C., Mccarthy, J., Shrestha, K. 2010. From hope to crisis and back again? A critical history of the global CBNRM narrative. Revista Environmental Conservation. 1(37): 5-15. https://www.jstor.org/stable/44519994.

Duran, L. 2014. ¿Todos ganan? Neoliberalismo, naturaleza y conservación en México. Revista Sociológica. 82(29): 183-223. http://www.sociologicamexico.azc.uam.mx/index.php/Sociologica/issue/view/7.

El Regional. 2010. Mantiene el CIByC (antes CEAMISH) su denominación. Morelos, México. El Regional. Morelos, México. http://elregional.com.mx 29/04/2010.

Fletcher, R., Breitling, J. 2012. Market mechanism or subsidy in disguise? Governing payment for environmental services in Costa Rica. Revista GEOFORUM. 3(43): 402-411. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016718511002107.

Foldari, G., Tommasino H. 2005. El enfoque técnico y el enfoque social de la sustentabilidad. Revista PARAN DESENV. 8: 67-75. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4813415.

García, B. R., García, B. L. 2008. La sociedad controlable y la sustentabilidad. Ed. Astier. Buenos Aires, Argentina.

García, R. 2006. Sistemas Complejos. Ed. Gedisa. Barcelona, España.

García, M. G., Escalona, S. G., Van Der, W. H. 2008. Multicriteria evaluation of Wildlife management Units in Campeche, México. Revista JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT. 5(72): 1194-1202. https://wildlife.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2193/2006-050.

Gallina, T. S. A., Hernández, H. A., Delfín, A. C. A., González, G. A. 2009. Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. Revista INVESTIGACIÓN AMBIENTAL. 2(1): 143-152. http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/gacetas/627/unidades.pdf.

Gobierno de México. 2023. Diferencia entre sustentable y sostenible. SEMARNAT, México. Recuperado de: https://www.gob.mx/semarnat/articulos/diferencia-entre-sustentable-y-sostenible.

González, M. R. 2003. Private-public collaboration in funding protected areas in Mexico. Fifth World Parks Congress. Durban, Sur África.

Gudynas, E. 2003. El impacto de la mercantilización de la naturaleza en la investigación y la sustentabilidad. In: Miranda L. C. (coordinador). Memorias del Simposio Internacional "Prioridades de Investigación Científica sobre Recursos Naturales Renovables para el Desarrollo Sostenible. Ministerio Desarrollo Sostenible (Bolivia) e Instituto Conservación Biodiversidad, Academia de Ciencias de Bolivia. La Paz, Bolivia.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información). 2006. II Conteo de población y vivienda 2005. Principales resultados por localidad. Ed. INEGI. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información). 2001. Provincias Fisiográficas. Conjunto de Datos Vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional Escala 1:1 000,000. Ed. Dirección General de Geografía. México.

Kelly A. 2011. Conservation Practice as Primitive Accumulation. Revista THE JOURNAL OF PEASANT STUDIES. 4(38): 683-701. http://cel.webofknowledge.com/InboundService.do?customersID=atyponcel&smartRedirect=yes&mode=FullRecord&IsProductCode=Yes&product=CEL&Init=Yes&Func=Frame&action=retrieve&SrcApp=literatum&SrcAuth=atyponcel&SID=8DgC3Q3zSVgVRCcY3N6&UT=WOS%3A000299224500002.

Leff, E. 1999. La insoportable levedad de la globalización: La capitalización de la naturaleza y las estrategias fatales de la sustentabilidad. In: Ruiz M. C.R. (editor), Desarrollo sustentable ¿Realidad o retórica? Ed. ABYA-YALA. Quito, Ecuador.

Leff, E. 2003. La racionabilidad ambiental. La reapropiación social de la naturaleza. Ed. Siglo XXI. México.

Leff, E. 2005. La geopolítica de la biodiversidad y el desarrollo sustentable. REVISTA DEL OBSERVATORIO SOCIAL DE AMÉRICA LATINA. 17(1): 185-209. http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/clacso/osal/20110313071126/37Leff.pdf.

LGEEPA (Ley General de Equilibrio y Protección al Ambiente). 2014. Ley general de equilibrio y protección al ambiente. Congreso de la Unión. México. Recuperado de: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf.

LGVS (Ley General de Vida Silvestre). 2006. Ley General de Vida Silvestre. Congreso de la Unión. México. Recuperado de: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/146_260115.pdf.

Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seider, R., Bawa, K. 2010. Beyond Exclusion: Alternative Approaches to Biodiversity Conservation in the Developing Tropics. Revista CURRENT OPINION IN ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY. 2: 94-100. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S187734351000014X.

López, H. R. 2007. Impacto social de la creación de la reserva de la biosfera Sierra de Huautla y la aplicación de la LGEEPA en las comunidades el Limón, Ajuchitlan y los Sauces, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. México.

Loredo, M. O. L., Rodríguez, C. J. M., Ramos, E. M. G. 2002. Aprovechamiento de recursos vegetales en una localidad de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Michoacán, México. Revista ETNOBIOLOGÍA. 2: 32-60. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5294449,

Medellín, R., Álvarez, R. J.G., Gómez, D. S. H., Oliveras, D. I A., Equihua, C. 2005. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Ed. Instituto de Ecología y Universidad Nacional Autónoma de México. México. Recuperado de: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/exoticas/doctos/especies_exoticas.html.

Mejía, M. De O. Pablo; Juárez, N. J.M., Comboni, S. S. 2010. El arte de Investigar. Ed. Universidad Autónoma Metropolitana. México.

Merlinsky, G. 2014. Cartografías del conflicto ambiental en Argentina. Ed. CLACSO y Editorial Ciccus. Buenos Aires, Argentina.

Messmer, T. A., Dixon, C. E., Shields, W., Barras, S. C., Schroeder, S. 1998. Cooperative Wildlife Management Units: achieving hunter, landowner and wildlife management agency objectives. Revista WILDLIFE SOCIETY BULLETIN. 26: 325–332. https://www.jstor.org/stable/3784058.

Nygren, A. 2012. Ecología política, análisis contextualizado sobre el medio ambiente y la sociedad. In: Durand L. S., Figueroa F., Guzmán M. (editores.) La naturaleza en contexto: Hacia una ecología política mexicana. Ed. Universidad Autónoma de México. México. Recuperado de: https://core.ac.uk/download/pdf/83825198.pdf.

Passet, R. 1979. L´Économique et le vivant. Ed. Payot. Francia.

Pilar, I. R., Moguel, V. R. 2007. Hacia una política ecológica en el manejo de la fauna silvestre. Revista GEOGRAFÍA AGRÍCOLA. 39: 7-18.

Perrault, T., Martin P. 2005. Geographies of Neoliberalism in Latin America. Revista ENVIRONMENT AND PLANNING A. 37: 191-201. https://doi.org/10.1068/a37394.

PNUMA. 1987. Congreso internacional sobre la educación y formación del medio ambiente de la UNESCO-PNUMA. Revista BOLETÍN DE EDUCACIÓN AMBIENTAL DE LA UNESCO. 3 (21):1-8.

Rojas, R. I. 2008. Mercantilización de la biodiversidad: la actividad de bioprospección del INBio en Costa Rica. Revista ECONOMÍA Y SOCIEDAD. 33 y 34: 21-38. https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/economia/article/view/66.

Rodríguez, J. P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? Revista BIODIVSERSITY AND CONSERVATION. 45: 293-313. https://link.springer.com/article/10.1023/A:1013151722557.

Salazar, R. S. 2010. Impacto que genera el ecoturismo en la comunidad Añangu Kichwa. Tesis de licenciatura. Centro Universitario Loja. Ecuador. Recuperado de:

https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/2227/3/UTPL_Salazar_Rosero_Mar%C3%ADa_Paulina_1038184.pdf.

Sisk, T. D., Castellanos, A. E., Koch, G. W. 2007. Ecological impacts of wildlife conservation units policy in Mexico. Revista FRONTIERS IN ECOLOGY AND THE ENVIRONMENT. 4(5): 209-212. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[209:EIOWCU]2.0.CO;2.

Toledo, V. M., Alarcón, C. P., Moguel, P., Olivo, M., Cabrera, A., Leyequien, E., Rodríguez, A. A. 2002. Biodiversidad y pueblos Indios en México y Centro América. Revista BIODIVERSITAS. 43: 2-8.

Toledo, V. M. 2015. ¿De qué hablamos cuando hablamos de sustentabilidad? Revista INTERDISCIPLINA. 7 (3): 37.

Torres, C. G. 2013. El desarrollo sustentable en México (visión crítica hacia un desarrollo compatible). Ed. Universidad Autónoma Chapingo. México.

Trejo I., Dirzo R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. Biol. Cons. 94:133-142. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320799001883.

Trujillo, S. M. de L. 2012. Participación local, manejo y conservación de los recursos naturales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. UAM-Xochimilco. Tesis de Doctorado. México,

Velarde, E. S., Cruz, L. A. 2015. La fauna silvestre y su relación con el bienestar de tres comunidades de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. Revista ETNOBIOLOGIA. 1 (13): 39-52.

Uribe, G. M. 2012. La agroforestería como factor de desarrollo en la Sierra de Huautla, Morelos. Universidad Autónoma Chapingo. Tesis de Doctorado. México.

Weber, M. 1969. Conceptos Sociológicos Fundamentales. Economía y Sociedad Esbozo de Sociología Comprensiva. Ed. Fondo de Cultura Económica. México.

Weber, Manuel. 1993. Ganadería de ciervos: ¿Alternativa de producción animal o amenaza a la conservación de la fauna nativa? Revista AGROCIENCIA. 3: 99-112.

Weber, M., González, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. Revista ECOSCIENCIE. 10: 443-454.

Weber, M., García, M. G., Reyna, H. R. 2006. The tragedy of the commons: wildlife management units in southeastern Mexico. Revista WILDLIFE SOCIETY BULLETIN. 5 (34):1480-1488. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2193/0091-7648(2006)34[1480:TTOTCW]2.0.CO;2.

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN *Cynoscion* spp, *Opisthonema libertate* Y *Mugil cephalus* DEL PACÍFICO ORIENTAL TROPICAL

MICROPLASTIC POLLUTION IN *Cynoscion spp, Opisthonema libertate* AND *Mugil cephalus* FROM THE TROPICAL EASTERN PACIFIC

Andrés Leonardo Bailón Macías, Carlos Luis Banchón Bajaña

Carrera de Ingeniería Ambiental. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabi Manuel Félix López, Campus Politécnico El Limón, vía Calceta-El Morro, Ecuador

Email: andres_bailon@espam.edu.ec

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
30/06/2023

Aceptado:
06/09/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):91-97

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.402

Resumen

Los microplásticos generan una problemática grave en los mares, amenazando la vida marina, contaminando el agua y afectando a los ecosistemas. Su acumulación y consumo por parte de los organismos marinos tiene consecuencias negativas en toda la cadena alimentaria. En función de esto, el presente trabajo evaluó la contaminación por microplásticos en *Cynoscion spp*, *Opisthonema libertate* y *Mugil cephalus,* especies de alto y bajo calado del Pacífico Oriental Tropical de Ecuador. Dentro de los resultados obtenidos, se destaca la presencia de formas y colores de polímeros plásticos en *M. cephalus* capturado a un bajo calado de hasta 1,8 metros de profundidad. Se detectó la presencia de 449 unidades de polímeros plásticos de un total de 36 muestras de *M. cephalus*, lo cual representa una ocurrencia del 83%. En contraste, la ocurrencia más baja fue del 0% para *Cynoscion* spp y 6% para *O. libertate*, en alto calado de hasta 9,1 metros de profundidad. En especies de bajo calado, la presencia de microplásticos puede estar relacionada con su mayor cercanía a fuentes de contaminación, como zonas costeras urbanizadas o actividades humanas intensivas. Sin embargo, la ausencia de microplásticos en especies de alto calado puede indicar una menor exposición o una capacidad de filtración más eficiente.

Palabras clave: Corvina, pinchagua, lisa, contaminación marina, contaminantes recalcitrantes.

Abstract

Microplastics create serious problems in the seas, threatening marine life, polluting water and affecting ecosystems. Its accumulation and consumption by marine organisms has negative consequences throughout the food chain. Based on this, the present work evaluated the contamination by microplastics in *Cynoscion spp, Opisthonema libertate* and *Mugil cephalus*, species of high and low depth of the Eastern Tropical Pacific in Ecuador. Among the results obtained, the presence of shapes and colors of plastic polymers in *M. cephalus* captured at a shallow depth of up to 1.8 meters stands out. The presence of 449 units of plastic polymers was detected out of a total of 36 samples of *M. cephalus*, which represents an occurrence of 83%. In contrast, the lowest occurrence was 0% for *Cynoscion spp* and 6% for *O. libertate*, in deep drafts up to 9.1 meters deep. In shallow-draft species, the presence of microplastics may be related to their greater proximity to sources of pollution, such as urbanized coastal areas or intensive human activities. However, the absence of microplastics in deep-water species may indicate lower exposure or more efficient filtering capacity.

Keywords: Corvina, pinchagua, mullet, marine pollution, recalcitrant pollutants.

INTRODUCCIÓN

Hasta 12,7 millones de toneladas métricas de residuos plásticos terrestres de 192 países costeros contaminan el océano (Amelia *et al*., 2021; Andrady *et al*., 2022). Desechos menos 5 mm se definen como microplásticos y llegan al medio ambiente marino como fuentes primarias (pellets, microesferas) o secundarias (fragmentación de desechos plásticos mayores en fibras, fragmentos, gránulos y películas) (Bajt, 2021; Compa *et al*., 2018). Estas diminutas partículas son fácilmente confundidas con alimentos por peces y otros animales marinos, poniendo en riesgo su salud. Los cuales, al bioacumularse, amenazan la capacidad de los océanos para proporcionar servicios ecosistémicos esenciales (Barboza *et al*., 2019; Van Truong & beiPing, 2019; Worm *et al*., 2017). Más del 90% de las aves marinas y más de la mitad de las tortugas marinas ingieren plástico, confundiéndolo con alimento; esto representa un riesgo grave de inanición debido al volumen indigestible de plástico y a su confusión con medusas (Barboza *et al*., 2019; Chassignet *et al*., 2021). Especies como *Ariopsis felis* y *Centropomus pectinatus* tienen altas concentraciones de microplásticos en sus tractos gastrointestinales debido a su hábitat de alimentación en el lecho marino, receptor potencial de desechos plásticos (Sánchez-Hernández *et al*., 2021).

Los microplásticos también afectan a las especies de corvinas (*Cynoscion* spp.), un grupo de peces ampliamente distribuido en el Pacífico Tropical Oriental, evidenciando su presencia en esta región marina (Naidoo *et al*., 2020; Pegado *et al*., 2018; Shruti *et al*., 2021). En el tracto digestivo de *Cynoscion acoupa*, se detectaron restos de plástico, siendo el 97% de esos restos filamentos plásticos de menos de 5 mm, con colores que correspondían al 41% azul, 21% morado, 15% negro, 14% blanco y 6% rojo (Ferreira *et al*., 2016). *Opisthonema libertate*, comúnmente conocido como sardina, es un pez pelágico que es comercialmente importante en el Pacífico Tropical Oriental. En el Golfo de Nicoya, Costa Rica, se descubrió que el 96% de los peces analizados están contaminados con microplásticos, lo que indica que estos contaminantes también afectan a los peces en esa área (Bermúdez-Guzmán *et al*., 2020; Vega-Corrales, 2010).

Mugil cephalus, conocido como lisa, es otra especie de pez comercialmente importante en el Pacífico, donde se determinó la presencia de microplásticos en un 60% de las lisas silvestres muestreadas en Hong Kong (Cheung *et al*., 2018). Estudios refieren que las lisas acumulan microplásticos en sus tractos gastrointestinales y branquias (Barletta *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2020; Ortega-Borchardt *et al*., 2023). Los microplásticos causan daño físico al tracto digestivo de los organismos marinos, lo que reduce la eficiencia de la alimentación y las tasas de crecimiento. Los microplásticos actúan como vectores de sustancias químicas tóxicas como PCB y DDT, representando amenazas para la biota debido a daños físicos por ingestión y liberación de aditivos, y sustancias químicas persistentes y bioacumulativas (Desforges *et al*., 2014; Díaz-Mendoza *et al*., 2020).

En función de la problemática expuesta, el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la presencia de microplásticos en especies marinas de alto y bajo calado, de la costa sur de Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Durante el periodo de abril a junio de 2023, se muestrearon un total de 105 ejemplares de diferentes especies marinas en la zona de Puerto Bolívar, provincia del Oro, Ecuador. A una profundidad de captura de 9,1 metros, se muestrearon 30 unidades de lisas (*Mugil cephalus*), 30 unidades de cachemas (*Cynoscion* spp) y 18 unidades de pinchaguas (*Opisthonema libertate*), las cuales fueron capturadas por embarcaciones industriales de red de cerco. De bajo calado, *Cynoscion* spp fue capturada a 1,8 metros. Adicionalmente, se recolectaron 36 unidades de pinchaguas (*Opisthonema libertate*) provenientes de embarcaciones artesanales de las costas de Puerto Bolívar (Ecuador), las cuales se comercializan en menor escala entre los habitantes de la zona.

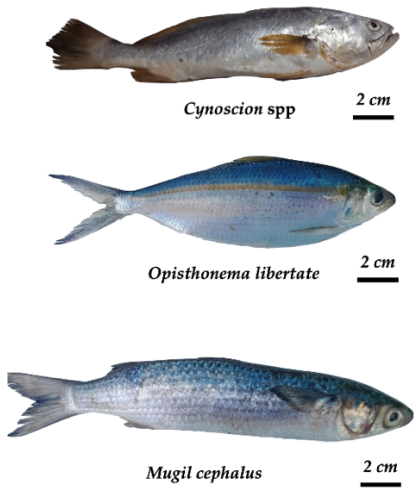


Figura 1. Especies marinas objeto de estudio.

Procesamiento de muestras

Para cada muestra, se tomaron medidas precisas del peso total y longitud a la horquilla, con una precisión de 0,1 gramos y 0,1 centímetros, respectivamente (Lusher *et al*., 2013; Romeo *et al*., 2015; Wieczorek *et al*., 2018). Con el fin de analizar los contenidos estomacales e intestinales de las muestras, se procedió a realizar una disección ventral

para extraer dichos órganos. Los pesos de los estómagos e intestinos se registraron con una balanza electrónica de precisión marca Shine, redondeando al valor más cercano de 0,1 gramos. Posteriormente, las muestras obtenidas fueron almacenadas en un refrigerador a una temperatura de -20 °C para mantener el tejido en óptimas condiciones, en espera de los siguientes procedimientos a realizar.

La digestión con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se llevó a cabo con base en el protocolo descrito por Jaben *et al*. (Lusher *et al*., 2013). Las porciones de estómago e intestino extraídas se colocaron en recipientes limpios de vidrios de un litro. Y digerido para separar el plástico del tejido. Aproximadamente 400 ml de peróxido de hidrógeno al 50 % se añadió para digerir la materia orgánica y los recipientes cerrados durante 24 a 72 h. La solución disuelta se retuvo al terminar la digestión.

La filtración y separación por densidad de partículas plásticas por solución salina (NaCl), siguió los métodos sugeridos por Jabeen et al. (Lusher *et al*., 2013). Aproximadamente 800 mL de solución saturada de NaCl (1,2 g/mL) se añadió al vaso de precipitados para que flotara aumentando la densidad de la solución. La solución fue revuelta y mezclada, y luego se mantuvo durante la noche, lo que permitió la separación y flotación de los plásticos restos de la solución tisular disuelta debido a las diferencias de densidad. A continuación, la solución fue el vacío. Filtrado a través de papel de filtro Whatman Grado 1 (tamaño de poro de 11 μm, Whatman plc, Maidstone, Reino Unido). Los filtros se almacenaron en placas de petri limpias que se taparon después de la filtración y se prepararon para observación microscópica.

Los filtros se observaron bajo un estereomicroscopio (Shawshank, China), y las partículas plástico fueron observadas, identificadas visualmente y capturadas por una cámara para los registros. Los tipos de los artículos de plástico se clasificaron según las características físicas descritas por (Li *et al*., 2016) incluyendo las fibras, que presentaban formas alargadas y esbeltas; fragmentos, que aparecieron como escombros incompletos de plástico más grande; y láminas, que son capas delgadas de plástico grandes, y aquellos con tamaños mayores de 5 mm se consideraron mesoplásticos. Las dimensiones más largas (medidas en mm) y también se registraron los colores de los artículos de plástico identificados. Además, el plástico identificado los artículos se asignaron a las clases de tamaño que utilizaron Romeo et al. (2015); Artículos de menos de 2 mm se enumeraron como microplásticos pequeños, mientras que los artículos de entre 2 y 5 mm se enumeraron como microplásticos.

Todo el equipo, incluidos el material de vidrio y el aparato de disección, se enjuagó tres veces con agua desionizada para evitar la contaminación. La solución salina y el peróxido de hidrógeno se filtrado con papel de filtro Whatman Grado 1 (tamaño de poro de 11 μm) antes de su uso. Batas y guantes de laboratorio fueron usados durante el proceso del experimento. Además, las muestras se cubrieron inmediatamente cuando no en uso. Se colocó papel filtro empapado con agua desionizada en el ambiente del laboratorio para recolectar la contaminación atmosférica de fondo. No se detectaron artículos de plástico del aire de fondo.

Análisis estadístico

Los datos recopilados fueron analizados por SPSS 21 (IBM, Nueva York, NY, EE. UU.). porque los datos de plástico en abundancia en este estudio no se acercan a una distribución normal, en las muestras se usó la prueba U de Mann-Whitney para demostrar las diferencias en la abundancia de plástico entre peces de bajo calado y peces de alto calado en términos de número de plástico ingerido y tamaño promedio de artículo de plástico encontrado por individuo. Además, se realizó un análisis de correlación para examinar la relación entre la abundancia de plástico y las características físicas de los peces muestreados. La abundancia de microplástico se presentó en términos de tamaño promedio de cada microplástico y número de microplástico. Por individual, mientras que las características físicas de los peces, incluían el peso corporal, horquilla longitud y peso total del intestino y el estómago.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cuanto a los resultados reportados en el Gráfico 1 para las especies marinas de alto calado de hasta 9,1 metros de profundidad, en función del número y tamaño del plástico, se observó que en las 30 especies de *Cynoscion* spp no se encontraron plásticos en las porciones de estómago e intestino; es decir, hubo un 0% de ocurrencia de encontrar microplásticos en esta especie marina.

Mientras que, en 5 de las 30 especies de *M. cephalus* se encontraron hasta 6 partículas de plásticos de color verde y azul. En este caso, hubo una ocurrencia de 17% de encontrar microplásticos en *M. cephalus*.

De las 18 especies de *O. libertate* capturadas a alto calado, solo se encontró partículas de color negro de hasta 2 mm de tamaño, en una muestra. Esto representa una ocurrencia del 6%.

En general, los resultados muestran baja presencia de microplásticos en especies marinas de alto calado según tamaño, longitud, peso y peso de los órganos de las especies analizadas en esta zona del Pacífico Sur Tropical.

Para el bajo calado, se capturaron 36 muestras de *Opisthonema libertate* y se encontró un total de 449 unidades. Esto representa una ocurrencia del 83% de encontrar microplásticos en esta especie de bajo calado.

Partículas menores de 0,5 mm, se encontraron hasta 391 unidades de varios colores (azul, rojo, amarillo, y negro) en las 36 muestras. Para tamaños entre 0,5 y 1,0 mm, se encontraron hasta 56 unidades de microplásticos. Para partículas entre 1 y 2 mm se encontraron apenas 2 unidades.

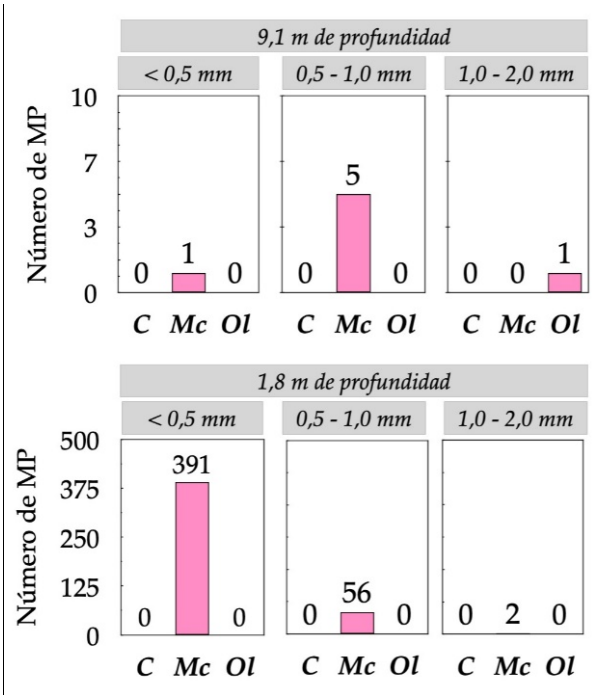


Gráfico 1. Conteo de microplásticos en cada especie a diferentes profundidades. Donde, *C = Cynoscion spp, Mc = M. cephalus, Ol = Opisthonema libertate.*

Diferentes estudios realizados en las costas del Pacífico han demostrado la presencia de microplásticos en diferentes niveles de la cadena trófica (Bermúdez-Guzmán *et al*., 2020). Por ejemplo, se ha demostrado la presencia de microplásticos en peces de Japón, Chile, Estados Unidos; no obstante, en países como Perú, Colombia y Panamá no se han detectado microplásticos (Bermúdez-Guzmán *et al*., 2020).

Altos porcentajes de ocurrencia de hasta 60% han sido encontrados en muestras de *M. cephalus* en Hong Kong (Cheung *et al.,* 2018). En otros estudios, se ha detectado altos niveles de ocurrencia de plásticos en *G. denudatum* (100%), *S. beanii* (93%), y *L. macdonaldi* (75%) (Wieczorek *et al.,* 2018).

En Ecuador, los microplásticos estarían siendo incorporados al sistema de corrientes ecuatoriales (Orayeva, 2020). Un claro ejemplo es la acumulación de microplásticos en el giro Subtropical del Pacífico Sur (SPSG), debido a que los desechos plásticos que son arrojados cercanos a las costas se incorporan al sistema de corrientes de Humboldt siendo arrastrados y fragmentados hasta llegar a este punto de acumulación (Eriksen *et al*., 2013).

Los peces consumen microplásticos, que se acumulan en su sistema digestivo y luego llegan a los seres humanos a través de la cadena alimentaria, generando preocupación debido a posibles efectos negativos en la salud por sustancias químicas tóxicas o aditivos presentes (Parlamento Europeo, 2018). Para contrarrestar efectos de la contaminación de microplásticos, Ecuador marca hito en Transición Ecológica con Reserva Marina de 8 millas costeras. De esta forma, se protegerá manglares, arrecifes, corales, islas y cañones submarinos (MAE, 2023).

En la siguiente figura, como parte del presente estudio, se aprecian formas y colores de los polímeros plásticos encontrados en *M. cephalus*.

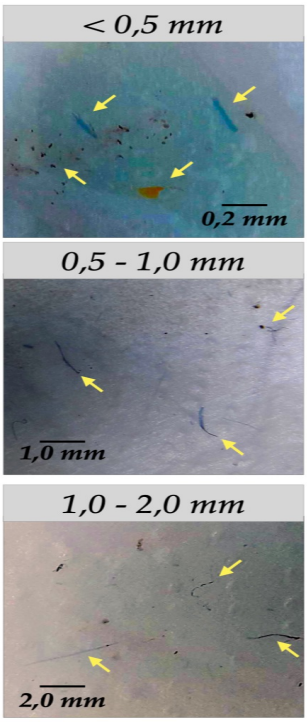


Figura 2. Estereomicroscopía de microplásticos en muestras de *M. cephalus* a 1,8 metros de profundidad.

En cuanto a características físicas de las especies marinas como longitud y peso (Cuadros 1 al 4), se observa que *M. cephalus* tuvo una longitud promedio de 414,4 mm y un peso promedio de 554,9 g. *O. libertate* tuvo una longitud promedio de 321,1 mm y un peso promedio de 332,3 g. *Cynoscion* spp tuvo una longitud promedio de 331,1 mm y un peso promedio de 354,4 g.

Según el peso de los órganos, se observa que el peso promedio del eviscerado (órgano sin contenido) fue de

313,9 g para *Cynoscion* spp, 456,6 g para *M. cephalus* y 302,9 g para *O. libertate*.

El peso promedio del estómago fue de 5,3 g para *Cynoscion* spp, 13,4 g para *M. cephalus* y 5,4 g para *O. libertate*.

Cuadro 1. Parámetros de peso, longitud y profundidad de captura de alto calado para *Cynoscion spp*

Parámetros	Rango	Promedio
Longitud de la especie (mm)	302 - 345	331,1
Peso de la especie (g)	325,5 – 367,5	354,4
Peso de eviscerado (g)	297,6 – 325,4	313,9
Peso de estómago (g)	4,4 – 6,3	5,3
Profundidad de captura (m)	9,1	9,1
Número de especies	30	

Cuadro 2. Parámetros de peso, longitud y profundidad de captura de alto calado para *Mugil cephalus*

Parámetros	Rango	Promedio
Número de microplásticos	1 - 6	1,2
Tamaño (mm)	0,2 – 1,0	0,6
Longitud de la especie (mm)	401 - 435	414,4
Peso de la especie (g)	543,5 – 567,5	554,9
Peso de eviscerado (g)	442,9 – 468,5	456,6
Peso de estómago (g)	11,3 – 16,5	13,4
Profundidad de captura (m)	7,3	7,3
Número de especies	30	

Cuadro 3. Parámetros de peso, longitud y profundidad de captura de alto calado para *Opisthonema libertate*

Parámetros	Rango	Promedio
Número de microplásticos	0 - 1	0,5
Tamaño (mm)	1,0 – 2,0	1,5
Longitud de la especie (mm)	301 - 335	321,1
Peso de la especie (g)	280,1 – 364,5	332,3
Peso de eviscerado (g)	252,4 - 331	302,9
Peso de estómago (g)	4,6 – 6,7	5,4
Profundidad de captura (m)	9,1	9,1
Número de especies	18	

Cuadro 4. Parámetros de peso, longitud y profundidad de captura de bajo calado para *Cynoscion spp*

Parámetros	Rango	Promedio
Longitud de la especie (mm)	256 - 295	277,7
Peso de la especie (g)	158,6 – 215,6	184,5
Peso de eviscerado (g)	140,6 – 190,3	162,9
Peso de estómago (g)	3.1 – 5,2	4,12
Profundidad de captura (m)	1,8	1,8
Número de especies	36	

CONCLUSIONES

Ocurrencia de 17% de encontrar microplásticos en *M. cephalus* para alto calado, lo que equivale a aprox. 9,1 metros de profundidad de captura; y para la misma especie, para bajo calado de hasta 1,8 metros, la ocurrencia fue de 83% de encontrar microplásticos en esta especie de bajo calado. En cambio, en ninguna de las muestras analizadas de *Cynoscion* spp se encontraron plásticos; es decir, hubo un 0% de ocurrencia en esta especie marina de alto calado. Estos resultados resaltan la importancia de considerar las características específicas de las especies y sus hábitats al estudiar la contaminación por microplásticos. La presencia de microplásticos en especies de bajo calado puede estar relacionada con su mayor proximidad a fuentes de contaminación, como zonas costeras urbanizadas o actividades humanas intensivas. Por otro lado, la ausencia de microplásticos en especies de alto calado puede indicar una menor exposición o una capacidad de filtración más eficiente por parte de estas especies. Se recalca la necesidad de investigar efectos de la contaminación por microplásticos en diferentes especies y hábitats marinos, así como implementar medidas de mitigación y gestión adecuadas para abordar este creciente problema ambiental.

LITERATURA CITADA

Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H.-J., & Bhubalan, K. 2021. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. Progress in Earth and Planetary Science, 8(1):12. https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4

Andrady, A. L., Barnes, P. W., Bornman, J. F., Gouin, T., Madronich, S., White, C. C., Zepp, R. G., & Jansen, M. A. K. 2022. Oxidation and fragmentation of plastics in a changing environment; from UV-radiation to biological degradation. *S*cience of The Total Environment, 851:158022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158022

Bajt, O. 2021. From plastics to microplastics and organisms. FEBS Open Bio, 11(4):954-966. https://doi.org/10.1002/2211-5463.13120

Barboza, L. G. A., Cózar, A., Gimenez, B. C. G., Barros, T. L., Kershaw, P. J., & Guilhermino, L. 2019. Macroplastics Pollution in the Marine Environment. En World Seas: An Environmental Evaluation. 305-328. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00019-X

Barletta, M., Lima, A. R., & Costa, M. F. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. Science of the Total Environment, 651:1199-1218.

Bermúdez-Guzmán, L., Alpízar-Villalobos, C., Gatgens-García, J., Jiménez-Huezo, G., Rodríguez-Arias, M.,

Molina, H., Villalobos, J., Paniagua, S. A., Vega-Baudrit, J. R., & Rojas-Jimenez, K. 2020. Microplastic ingestion by a herring Opisthonema sp. In the Pacific coast of Costa Rica. Regional Studies in Marine Science, 38:101367. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101367

Chassignet, E. P., Xu, X., & Zavala-Romero, O. 2021. Tracking Marine Litter With a Global Ocean Model: Where Does It Go? Where Does It Come From? Frontiers in Marine Science, 8:667591. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.667591

Cheung, L., Lui, C., & Fok, L. 2018. Microplastic Contamination of Wild and Captive Flathead Grey Mullet (Mugil cephalus). International Journal of Environmental Research and Public Health, 15(4):597. https://doi.org/10.3390/ijerph15040597

Compa, M., Ventero, A., Iglesias, M., & Deudero, S. 2018. Ingestion of microplastics and natural fibres in Sardina pilchardus (Walbaum, 1792) and Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *M*arine Pollution Bulletin, 128: 89-96. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009

Desforges, J.-P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., & Ross, P. S. 2014. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. Marine Pollution Bulletin, 79(1-2): 94-99. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035

Díaz-Mendoza, C., Mouthon-Bello, J., Pérez-Herrera, N. L., & Escobar-Díaz, S. M. 2020. Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: A review. Environmental Science and Pollution Research, 27(32):39913-39922. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10394-y

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., & Rifman, S. 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. Marine Pollution Bulletin, 68(1): 71-76. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021

Ferreira, G. V. B., Barletta, M., Lima, A. R. A., Dantas, D. V., Justino, A. K. S., & Costa, M. F. 2016. Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. *ICES* Journal of Marine Science: Journal Du Conseil, 73(10): 2695-2707. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw108

Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K. A., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. 2020. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. Marine Pollution Bulletin, 154:111085. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223):768-771. https://doi.org/10.1126/science.1260352

Li, J.; Qu, X.; Su, L.; Zhang, W.; Yang, D.; Kolandhasamy, P.; Li, D.; Shi, H. 2016. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. Environ. Pollut. 214:177–184

Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Marine Pollution Bulletin, 67(1):94-99. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028

MAE (Ministerio de Ambiente del Ecuador). 2023. El presidente Guillermo Lasso anuncia la creación de las primeras 8 millas marítimas del Ecuador como Reserva Marina a lo largo del perfil costero continental. Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. Recuperado: https://www.ambiente.gob.ec/el-presidente-guillermo-lasso-anuncia-la-creacion-de-las-primeras-8-millas-maritimas-del-ecuador-como-reserva-marina-a-lo-largo-del-perfil-costero-continental/

Naidoo, T., Sershen, Thompson, R. C., & Rajkaran, A. 2020. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. Environmental Pollution, 257:113635. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113635

Orayeva, J. 2020. Ecuador: Un estudio de más de 10 años realizado en cooperación con el OIEA analiza la polución por microplásticos en el océano Pacífico tropical oriental. IAEA - Departamento de Ciencias y Aplicaciones Nucleares. Recuperado: https://www.iaea.org/es/newscenter/news/ecuador-estudio-microplasticos-pacifico-oriental

Ortega-Borchardt, J. Á., Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Gallo-Reynoso, J. P., Barba-Acuña, I. D., García-Hernández, J., Égido-Villarreal, J., & Kubenik, T. 2023. Detection of microplastic particles in scats from different colonies of California sea lions (Zalophus californianus) in the Gulf of

California, Mexico: A preliminary study. Marine Pollution Bulletin, 186:114433. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114433

Pegado, T. D. S. E. S., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., & Giarrizzo, T. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. Marine Pollution Bulletin, 133:814-821. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035

Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F., & Fossi, M. C. 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin, 95(1): 358-361. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048

Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Márquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha, S. B., & Jonathan, M. P. 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. Chemosphere, 277:130261. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261

Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., & Kutralam-Muniasamy, G. 2021. The current state of microplastic pollution in the world's largest gulf and its future directions. Environmental Pollution, 291:118142. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118142

Parlamento Europeo. 2018. Microplásticos: Causas, efectos y soluciones. Parlamento Europeo. https://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/society/20181116STO19217/microplasticos-causas-efectos-y-soluciones

Van Truong, N., & beiPing, C. 2019. Plastic marine debris: Sources, impacts and management. *International J*ournal of Environmental Studies, 76(6):953-973. https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1662211

Vega-Corrales, L. A. 2010. Evaluación poblacional del stock explotable del complejo *OPISTHONEMA* (PISCES: CLUPEIDAE) en el golfo de Nicoya, Costa Rica. Revista Ciencias Marinas y Costeras, 2: 83. https://doi.org/10.15359/revmar.2.7

Wieczorek, A. M., Morrison, L., Croot, P. L., Allcock, A. L., MacLoughlin, E., Savard, O., Brownlow, H., & Doyle, T. K. 2018. Frequency of Microplastics in Mesopelagic Fishes from the Northwest Atlantic. Frontiers in Marine Science, 5:39. https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00039

Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., & Jambeck, J. 2017. Plastic as a Persistent Marine Pollutant. Annual Review of Environment and Resources, 42(1):1-26. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700

Yang, D.; Shi, H.; Li, L.; Li, J.; Jabeen, K.; Kolandhasamy, P. 2015. Microplastic pollution in table salts from China. Environ. Sci. Technol, 49:13622–13627

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

EFICACIA DE IXODICIDAS AISLADOS O COMBINADOS EN BOVINOS INFESTADOS CON GARRAPATAS (Acari: Ixodidae), MANABÍ-ECUADOR

EFFICACY OF ISOLATED OR COMBINED IXODICIDES IN CATTLE INFESTED WITH TICKS (Acari: Ixodidae), MANABÍ-ECUADOR

Rubén Mendoza Román[1], María Lugo Almarza[2], Juan Zambrano Villacís[3], Carolina Fonseca Restrepo[3], Víctor Montes Zambrano[3], Francisco Angulo Cubillán[3]

[1]Carrera de Medicina Veterinaria, Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí MFL. Ecuador
[2]Clínica Veterinaria del Pacífico, Portoviejo, Ecuador
[3]Carrera de Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Técnica de Manabí. Ecuador

Email: francisco.angulo@utm.edu.ec

Información del artículo

Tipo de artículo:
Nota técnica

Recibido:
12/04/2023

Aceptado:
21/11/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):98-102

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.357

Resumen

Con el objetivo de evaluar la eficacia acaricida *in vivo* del Amitraz, Cipermetrina y su combinación, en un sistema de producción doble propósito del cantón Flavio Alfaro de la provincia de Manabí, Ecuador, se desarrolló una investigación con 40 bovinos adultos hembras, infestadas naturalmente con ixodideos, las cuales se dividieron en cuatro grupos experimentales de 10 individuos cada uno, tratados por aspersión de la siguiente manera, Grupo 1: Amitraz [20,8%] 1mL/L, Grupo 2: Cipermetrina [15%] 1mL/L, Grupo 3: combinación de Amitraz 1mL/L y Cipermetrina1mL/L, y el Grupo 4: control no tratado. La eficacia acaricida fue evaluada a través del porcentaje de reducción de especímenes, al comparar los grupos tratados con el control, previo al inicio del ensayo y a los días tres, siete y 14 postratamiento. La eficacia de los tratamientos los diferentes días de evaluación fue 88,34, 91,61 y 90,64 % para Amitraz 85,52, 89,93 y 90,03 % para Cipermetrina y 89,96, 91,82 y 92,18 % para el grupo tratado con la combinación de los fármacos utilizados. Aspersiones aisladas de Amitraz y/o Cipermetrina y su combinación, muestran eficacia superior a 90 % en el control de ixodideos que infestan bovinos en sistemas de producción doble propósito.

Palabras clave: Amitraz, cipermetrina, eficacia acaricida, ixodideos, bovinos.

Abstract

With the objective of evaluating the in vivo acaricidal efficacy of Amitraz, Cypermethrin and their combination, in a dual-purpose production system in Flavio Alfaro canton, Manabí province, Ecuador, a research was carried out with 40 adult female cattle, naturally infested with ixodideans, which were divided into four experimental groups of 10 individuals each, treated by spraying as follows, Group 1: Amitraz [20.8%] 1mL/L, Group 2: Cypermethrin [15%] 1mL/L, Group 3: combination of Amitraz 1mL/L and Cypermethrin 1mL/L, and Group 4: untreated control. The acaricidal efficacy was evaluated through the percentage reduction of specimens, when comparing the treated groups with the control, prior to the start of the trial and on days three, seven and 14 post-treatment. The efficacy of the treatments on the different evaluation days was 88.34, 91.61 and 90.64% for Amitraz, 85.52, 89.93 and 90.03% for Cypermethrin and 89.96, 91.82 and 92. 18% for the group treated with the combination of the drugs used. Isolated sprays of Amitraz and/or Cypermethrin and their combination show efficiency greater than 90% in the control of ixodideans that infest cattle in dual-purpose production systems.

Keywords: Amitraz, Cypermethrin, acaricidal efficacy, ixodideos, cattle.

INTRODUCCIÓN

Las garrapatas de la familia Ixodidae, son ectoparásitos hematófagos de diferentes especies animales (da Silva *et al*., 2022). Los vacunos (*Bos taurus*) explotados como la principal actividad económica en el 75% de áreas tropicales y subtropicales, en las regiones de la Costa y Amazónica del Ecuador (Rodríguez *et al*., 2017), son infestados por las especies *Rhipicephalus Boophilus microplus* y *Amblyoma cajennese* (Lugo *et al*., 2023), las cuales son comunes en ganadería tropical, donde el clima caluroso y húmedo favorece su comportamiento biológico (Haque *et al*., 2014; Rodríguez *et al*., 2017; da Silva *et al*., 2022). Los ixodideos producen efectos nocivos directos e indirectos en la salud y productividad de estos hospedadores (Galindo *et al*., 2018), causando anemia, disminución de la producción, tanto de carne como de leche; además, dañan la piel y transmiten agentes patógenos (Colli *et al*., 2014; Salamanca *et al*., 2018; Kashif *et al*., 2022), generando pérdidas económicas a los sistemas de producción ganaderos (Rodríguez *et al*., 2017; Zamperete *et al*., 2017).

Dentro de las estrategias en el control de ixodideos en ganado, la más utilizada es la aplicación de acaricidas, a través de diferentes vías de administración (Haque *et al*., 2014; Kashif *et al*., 2022), en momentos oportunos para optimizar su eficacia. También se han utilizado otras estrategias amigables con el ambiente, como el manejo de pasturas o el uso de hongos entomopatógenos (Galindo *et al*., 2018; da Silva *et al*., 2022), aunque han tenido poca difusión.

Es importante evaluar la eficacia de ixodicidas en poblaciones alopáticas presentes en la región de la Costa, la cual se encuentra en gran porcentaje aislada de otras zonas geográficas por la cordillera de los Andes, ya que en diferentes países se ha reportado baja eficacia por la resistencia de los ixodideos frente a los mecanismos de acción de acaricidas (López *et al*., 2014; Ouedraogo *et al*., 2021), estableciendo que dosis y frecuencias de uso a nivel de campo pueden ser inefectivas (Haque *et al*., 2014). Dicha resistencia es causada por el uso irracional de estos productos, cuando se aplican de manera frecuente, indiscriminada e inapropiada, con el agravante que presenta alta heredabilidad para seleccionar poblaciones resistentes (Galindo *et al*., 2018; da Silva *et al*., 2022). Dicha resistencia puede ser descrita como la variable específica, seleccionada y heredada en una población de ixodideos, como resultado de la interacción de esa población con un acaricida (Kashif *et al*., 2022); sin embargo, en sistemas de producción ganaderos, no se puede implementar un plan de control de ixodideos eficaz, sin pensar en el uso de acaricidas químicos (Haque *et al*., 2014).

El acaricida e insecticida Cipermetrina de la familia de los piretroides sintéticos y Amitraz acaricida de grupo de las formamidinas, son químicos que se utilizan generalmente para el control de ixodideos en sistemas de producción ganaderos (Haque *et al*., 2014; Kashif *et al*., 2022), de manera más frecuente a través de aplicaciones por aspersión, aislados o en combinación, ya que esta última opción, pudiera mejorar la eficacia acaricida por acción sinérgica entre ambos producto (Zamperete *et al*., 2017). Se ha sugerido que el mecanismo de acción ixodicida de Cipermetrina es la adhesión a los canales de sodio de la membrana plasmática neuronal, manteniéndolos abiertos y permitiendo la entrada de gran cantidad de iones de sodio dentro de la célula, con descargas del potencial de acción neuronales de manera aperiódica, lo cual impide el flujo normal del impulso nervioso (Cao *et al*., 2011; Kashif *et al*., 2022). En el caso de Amitraz, el mecanismo de acción radica en la toxicidad inducida a los receptores de optopaminas, específicos de los ácaros; además, inhibe a la enzima monoamina oxidasa afectando a neurotransmisores y al sistema nervioso del ixodideo (Jonsson *et al*., 2018; Kashif *et al*., 2022).

La eficacia de Amitraz y Cipermetrina, se ha evaluado en diferentes estudios, tanto *in vivo* como *in vitro*, observándose porcentajes que varían desde mayores al 90% y menores hasta un mínimo de 41,8% reportado, indicando este último presencia de resistencia acaricida (Barros *et al*., 2015; Rodríguez *et al*., 2017; Zamperete *et al*., 2017; Galindo *et al*., 2018; Jonsson *et al*., 2018).

Por lo anteriormente expuesto y con la necesidad de conocer la eficacia acaricida actual en campo de Amitraz, Cipermetrina y su combinación, se desarrolló esta investigación en bovinos, pertenecientes a un sistema de producción doble propósito comercial, ubicado en el cantón Flavio Alfaro de la provincia de Manabí, Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del estudio

El experimento se realizó en un sistema de producción bovino doble propósito con finalidad comercial, ubicado en el sitio San Roque del cantón Flavio Alfaro de la provincia de Manabí, Ecuador; cuyas coordenadas corresponden a: 0º 22’ 07" LS y 79º 51’ 28" LO. Presenta promedios anuales de temperatura de 25,5 ºC y 1.123 mm de precipitación, con un clima clasificado como bosque húmedo tropical a la altitud de 430 m (Ron, 2020; INAMHI, 2021).

Unidades y diseño experimental

Para el estudio se utilizaron 40 bovinos adultos hembras, enumerados de manera individual, mestizos Bos taurus taurus x B. t. indicus, manejados a base de pastoreo con forrajes introducidos de la especie Brachiaria brizantha y agua ad libitum. Los animales objeto de la investigación, se encontraban infestadas naturalmente con ixodideos de

las especies Rhipicephalus Boophilus microplus y Amblyoma cajennense.

Se emplearon 40 animales, organizados de acuerdo con la carga parasitaria (Holdsworth *et al.,* 2021), divididos en cuatro tratamientos, cada uno con 10 animales, de acuerdo con el siguiente esquema experimental: tratamiento 1, aspersión con Amitraz; tratamiento 2, aspersión de Cipermetrina, ambos tratamientos aplicados con la dosis de 1 mL.L-1; tratamiento 3, correspondió a la aplicación conjunta de ambos agroquímicos, a la dosis antes mencionada, y el tratamiento 4, referido al testigo, con aplicación de agua, exclusivamente. La aplicación de los ectoparasiticidas se realizó en todo el cuerpo del animal, con particular cuidado al realizar la aspersión en las zonas menos expuestas como la región axilar, inguinal, perianal, entre otras, empleando una asperjadora manual marca Heavy Duty, modelo manual de 20 L de capacidad.

La cuantificación de la carga parasitaria fue realizada por el conteo de garrapatas en el área corporal previamente definida durante la inspección de los animales (Margolis *et al.,* 1982). Las evaluaciones para determinar la eficacia de los ectoparasiticidas se realizaron a los tres, siete y 14 días posteriores a la aplicación de los ixodicidas; siendo que el día previo a la aplicación de los tratamientos se realizó una determinación inicial de la carga parasitaria en los animales que formaron los diferentes tratamientos.

La eficacia ectoparasiticida fue medida a través de la fórmula 1:

$$\% \text{ Eficacia} = 100\ (1\text{-MT/MC}) \quad (1)$$

Donde MT y MC, corresponden al número de garrapatas vivas de los grupos tratados y el tratamiento control, respectivamente (Holdsworth *et al.,* 2021).

Análisis de datos

Los datos fueron registrados y la eficacia medida como el porcentaje de reducción de especímenes, al relacionar las cargas parasitarias de los grupos tratados frente al control, según World Association for the Advancement of Veterinary Parasitology (Holdsworth *et al*., 2021). Las diferencias entre los grupos experimentales fueron determinadas por medio de la prueba de Kruskal Wallis, con un valor de $p \leq 0,05$ para la significancia estadística en los diferentes días evaluados, utilizando el programa Jamovi [2020].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al evaluar la eficacia acaricida *in vivo* de Amitraz, Cipermetrina y su combinación, frente a ixodideos en un sistema ganadero de producción doble propósito, se valoró la carga parasitaria inicial en el total de animales previo al tratamiento, los cuales mostraron un promedio de 103,02 especímenes por animal; luego se realizó la distribución aleatoria de los animales a cada grupo experimental, ajustados por la carga parasitaria. El cuadro 1 muestra los resultados de la abundancia parasitaria durante los días del ensayo, observándose una reducción marcada de especímenes en los grupos tratados los días evaluados posteriores a los tratamientos, y al compararlos con el grupo no tratado. El análisis de los datos de las medianas de los grupos experimentales durante el ensayo, mostró diferencias significativas (P<0,05), entre los grupos tratados con el control, aunque no entre los primeros (P>0,05), lo que se puede observar en el cuadro 1.

Cuadro 1. Abundancia parasitaria en los grupos experimentales durante los diferentes días de evaluación

Grupo experimental	Dia 0	Día 3	Día 7	Día 14
Amitraz [20,8%]	111,7 a	13 a	9,3 a	10 a
Cipermetrina [15%]	107,9 a	15,6 a	10,8 a	10,3 a
Combinación A+C	94,8 a	9,5 a	7,7 a	7,1 a
Control No Tratado	97,7 a	97,5 b	97 b	93,5 b

Letras diferentes indican diferencias significativas $p<0,05$.

La eficacia ectoparasiticida evaluada, indica un porcentaje de reducción de especímenes en los grupos tratados y los diferentes días evaluados, con un máximo para el Amitraz de 91,61%, 90,03 % para Cipermetrina y 92,18 % para el grupo tratado con la combinación de los acaricidas utilizados, mostrando eficacias similares entre los tratamientos evaluados (Figura 1).

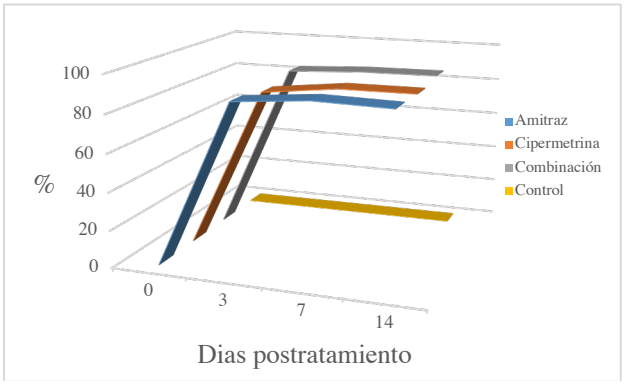


Figura 1. Eficacia de ectoparasiticidas frente a ixodideos

La eficacia observada en este estudio, tanto para Amitraz, Cipermetrina y su combinación frente a ixodideos en infestaciones naturales en bovinos, ha sido observada por otros autores que han reportado eficacias mayores al 90% (Colli *et al*., 2014; Barros *et al*., 2015; Jonnson *et al*., 2018). Estos resultados indican que la población de ixodideos que infesta animales en el lugar del ensayo, aún no ha creado resistencia antiparasitaria. Aunque la tendencia del incremento de la eficacia al combinar los

acaricidas, a pesar de no haber diferencias (p>0,05) entre los grupos tratados, pudiera sugerir que existe efecto sinérgico entre los fármacos, o que existe un porcentaje bajo de individuos resistentes, tanto frente a Amitraz como a Cipermetrina, en la población de ixodideos presentes (Haque *et al*., 2014; Galindo *et al*., 2018; da Silva *et al*., 2022). Además, las dosis y frecuencias utilizadas en el estudio (Haque *et al.,* 2014), indican que son eficaces para ser utilizadas en los planes de control de garrapatas en sistemas de producción doble propósito.

CONCLUSIONES

Aspersiones aisladas de Amitraz y/o Cipermetrina a 1 mL.L-1 y su combinación, en las dosis de 1 mL.L-1 de cada una de ellas, muestran eficacia superior a 90% de control de ixodideos que infestan bovinos en sistemas de producción doble propósito del cantón Flavio Alfaro de Manabí, Ecuador.

LITERATURA CITADA

Barros, B., Nascimento, R., da Gloria, M., Alves, L., Carvalho, G. 2015. Evaluation of the efficacy of cypermethrin and amitraz against *Rhipicephalus (Boophilus) microplus*, in the State of Pernambuco, Brazil. Arq. Inst. Biol., São Paulo. 82: 1-4.

Cao, Z., Shafer, T., Murray, T. 2011. Mechanisms of pyrethroid insecticide-induced stimulation of calcium influx in neocortical neurons. J. Pharmacol. Experimental Therapeutics. 336(1) :197–205.

Colli, M., Gonçales, W., Ruivo, M., Souza, A., Amim, M., Nakatani, M., Martinez, A., Sakamoto, C. 2014. Eficácia *in vivo* do tratamento com Amitraz em bovinos naturalmente infestados por *Rhipicephalus (Boophilus) microplus.* Revista de Ciência Veterinária e Saúde Pública. 1(1):086.

da Silva, A., Mesquita, E., Nóbrega, L., Pinheiro, V., Silva, P. 2022. Compatibility of different *Metarhizium* spp. propagules with synthetic acaricides for controlling *Rhipicephalus microplus.* Braz J Vet Parasitol; 31(1): e018221 https://doi.org/10.1590/S1984-29612022018

Galindo, A., Pulido, M., García, D. 2018. Efecto de *Beauveria bassiana* (Ascomycota) en el control de *Rhipicephalus microplus* (Arachnida: Ixodida, Ixodidae) resistente a ixodicidas. Revista Científica, FVC-LUZ, 28(5):331 - 336.

Haque, M., Singh, N., Rath, S. 2014. Effect of various acaricides on hatchability of eggs of *Rhipicephalus (Boophilus) microplus.* BioMed Research International. Article ID 425423, 5 http://dx.doi.org/10.1155/2014/425423

Holdsworth, P., Rehbein, S., Jonsson, N., Peter, R., Vercruysse, J., Fourie, J. 2021. World Association for the Advancement of Veterinary Parasitology (WAAVP) second edition: Guideline for evaluating the efficacy of parasiticides against ectoparasites of ruminants. Veterinary Parasitology. 302: 109613.

INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología). 2021. Anuarios Meteorológicos. Nº 51-2011. Cod Estación M0005, Portoviejo-Manabí. En línea: http://www.inamhi.gob.ec/.

JAMOVI PROJECT. Jamovi version 1.2. Computer Software. 2020. En línea: https://cran.r-project.org/

Jonsson, N., Klafke, G., Corley, S., Tidwel, J., Berry, C., Koh, C. 2018. Molecular biology of amitraz resistance in cattle ticks of the genus *Rhipicephalus.* Frontiers In Bioscience. 23: 796-810.

Kashif, M., Islam, N., Alouffifi, A., Zeb, A., da Silva, I., Tanaka, T., Ali, A. 2022. Acaricides Resistance in Ticks: Selection, Diagnosis, Mechanisms, and Mitigation. Front. Cell. Infect. Microbiol. 12: 1-20. doi: 10.3389/fcimb

Margolis, L., Esch, G. W., Holmes, J. C., Kuris, A. M. and Schad, G. A. 1982. The use of ecological terms in parasitology. J. Parasitol. 68(1): 131-133.

López, A., Villar, D., Chaparro, J., Miller, R., Pérez, A. 2014. Reduced efficacy of commercial acaricides gainst populations of resistant cattle tick *Rhipicephalus microplus* from two Municipalities of Antioquia, Colombia. Environmental health insights:8(2)

Lugo-Almarza, M. F., Zambrano-Aveiga, J., Fonseca-Restrepo, C. y Angulo-Cubillán, F. J. 2023. Identificación de garrapatas (Acari:Ixodidae) en sistemas de producción bovina doble propósito del Cantón Chone, Provincia de Manabí, Ecuador. La Técnica, 13(1):9-12. DOI: https://doi.org/10.33936/latecnica.v13i1.5200

Ouedraogo, A., Zannou, O., Biguezoton, A., Yao, K., Belem, A., Farougou, S., Oosthuizen, M., Saegerman, C., Lempereur, L. 2021. Efficacy of two commercial synthetic pyrethroids (Cypermethrin and Deltamethrin) on *Amblyomma variegatum* and *Rhipicephalus microplus* strains of the south-western region of Burkina Faso. Tropical Animal Health and Production. 53:402 https://doi.org/10.1007/s11250-021-02849-2

Rodríguez, R., Pérez, X., Garcés, S., Vanwambeke, S., Madder, M., Benítez, W. 2017. The current status of resistance to alpha cypermethrin, ivermectin, and amitraz of the cattle tick (*Rhipicephalus microplus*) in Ecuador. PLoS ONE 12(4):e0174652. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174652

Ron, S. R. 2020. Regiones naturales del Ecuador. BIOWEB. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/RegionesNaturales> Consulta: 06 de marzo 2023.

Salamanca, A., Tamasaukas, R., Giraldo, C., Quintero, A., Hernández, M. 2018. Interacción entre factores ambientales y raciales sobre la prevalencia de hemotrópicos en hembras bovinas doble propósito en sabanas inundables araucanas, Colombia. Revista Científica, FCV-LUZ. Vol. 28(1):52 - 62.

Zamperete, C., Cauduro, G., Rezer, F., Sangioni, L., Silveira, F. 2017. Efficacy of commercial synthetic pyrethroids and organophosphates associations used to control *Rhipicephalus* (*Boophilus*) *microplus* in Southern Brazil. Braz. J. Vet. Parasitol. 26(4):500-504. Doi: http://dx.doi.org/10.1590/S1984-29612017054

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

EFECTO DEL PREBIÓTICO BIO OPTIMIZE® SOBRE EL BIENESTAR ANIMAL Y VARIABLES PRODUCTIVAS DE POLLOS DE ENGORDE

EFFECT OF THE BIO OPTIMIZE® PREBIOTIC ON ANIMAL WELFARE AND PRODUCTION VARIABLES OF BROILER CHICKENS

Elías Chacón Zapata[1]; Vasco de Basilio[1+], y Hedy Nuraef [2]
[1]Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Departamento de Producción Animal, Apartado postal 4579, Maracay, Venezuela
[2]TECNOAgua, Pampatar, estado Nueva Esparta, Venezuela

Correo:drramonsilvaa@gmail.com

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
29/06/2023

Aceptado:
22/11/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):103-114

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.443

Resumen

El objetivo fue evaluar el uso del prebiótico BIO OPTIMIZE® sobre variables indicadoras de bienestar y producción de pollos de engorde del híbrido Ross 308, se evaluaron tres tratamientos: 1.- Testigo sin la inclusión del prebiótico; 2.-Prebiótico aplicado en la cama a partir del día 9 y a partir del día 21 en el agua de bebida y 3.-Prebiótico solo aplicado en la cama a partir del día 9 del ciclo productivo de las aves. Se utilizaron 144 pollos en un diseño completamente aleatorizado, con tres tratamientos, seis repeticiones y la unidad experimental constituida por ocho pollos. Se monitoreó la temperatura y humedad relativa ambientales de las unidades de cría, además de la temperatura de la cama y del agua de bebida. Se cuantificó la temperatura corporal, niveles de hiperventilación, los niveles de amoniaco en la cama, consumo y conversión de alimento y la ganancia de peso de los pollos. La temperatura y humedad relativa, estuvieron fuera del rango de confort; hubo relación directa entre la temperatura ambiental y la temperatura del agua de bebida, mientras que la temperatura de la cama se incrementó durante el periodo de evaluación. La aplicación de BioOptimize® a la cama a partir de los 28 días, redujo los niveles de amoniaco en las unidades de cría, redujo la temperatura corporal e incrementó los niveles de hiperventilación de los pollos. El mejor índice de conversión alimenticia se obtuvo en el tratamiento sin prebiótico derivado de un comportamiento inverso en el consumo de alimento.

Palabras clave: BIO OPTIMIZE®, hiperventilación, niveles de amoniaco, variables productivas.

Abstract

The objective was to evaluate the use of the BIO OPTIMIZE® prebiotic on indicator variables of well-being and production of Ross 308 hybrid broiler chickens. Three treatments were evaluated: 1.- Control without the inclusion of the prebiotic; 2.-Prebiotic applied in the litter from day 9 and from day 21 in the drinking water and 3.-Prebiotic only applied in the litter from day 9 of the birds' productive cycle. 144 chickens were used in a completely randomized design, with three treatments, six repetitions and the experimental unit consisting of eight chickens. The environmental temperature and relative humidity of the breeding units were monitored, in addition to the temperature of the bedding and drinking water. Body temperature, hyperventilation levels, ammonia levels in the litter, feed consumption and conversion, and weight gain of the chickens were quantified. The temperature and relative humidity were outside the comfort range; there was a direct relationship between the environmental temperature and the temperature of the drinking water, while the temperature of the bed increased during the evaluation period. The application of BioOptimize® to the litter from 28 days onwards reduced ammonia levels in the breeding units, reduced body temperature and increased hyperventilation levels in the chickens. The best feed conversion index was obtained in the treatment without prebiotic derived from an inverse behavior in feed consumption.
Keywords: BIO OPTIMIZE®, hyperventilation, ammonia levels, productive variables.

INTRODUCCIÓN

El sector avícola es una de las industrias alimentarias más grandes del mundo, con un crecimiento e industrialización continuos en muchos países; dentro de los cuales se destaca la producción de pollos de engorde, la cual ha mostrado un crecimiento exponencial, tanto en el consumo mundial de carne, como en las ganancias empresariales, basado en sus ventajas comparativas, que incluyen buena calidad nutricional, sabor delicioso, bajo contenido de grasa, período de producción corto, bajo costo de producción, rápido progreso económico y precio asequible incluso para los niveles pobres de la sociedad (Mekonnen *et al*., 2019).

La alimentación en la avicultura es uno de los aspectos más relevantes. El alimento concentrado, debe ser suministrado en cantidad y calidad suficiente; además, de contener proporciones adecuadas de nutrimentos, para lograr el rendimiento apropiado en carne (Roldán, 2004); por mucho tiempo se utilizaron antibióticos para la prevención y tratamiento de trastornos respiratorios y gastrointestinales y como estimulantes del crecimiento; sin embargo, el desordenado y continuo uso de antibióticos en grandes dosis, especialmente aquellos con un tipo de acción de amplio espectro, condujo a la selección de microflora patógena resistentes a estos fármacos (Ruesga-Gutiérrez *et al*., 2022). A raíz de esto, los antibióticos promotores de crecimiento −APC− fueron prohibidos a partir del año 2006 por la Comisión Europea (European Parliament y Council, 2003), tal situación, promovió la búsqueda de sustitutos.

La OMS (2017) define a los APC como "sustancias distintas de los nutrimentos de la ración que aumentan el ritmo de crecimiento y mejoran el índice de conversión de los animales sanos y correctamente alimentados. De esta manera, el término promotor del crecimiento puede aplicar a más de un tipo de sustancia usada en producción animal. Es por ello, que las investigaciones realizadas para sustituir los APC incluyen los pre y probióticos, enzimas, acidificantes–ácidos orgánicos e inorgánicos– y extractos vegetales, como el orégano (Carro y Rainilla, 2002; Díaz, 2015; Abd El-Hack *et al*., 2022). Por definición, los probióticos corresponden a un suplemento alimenticio microbiano vivo que beneficia al hospedador al mejorar su balance intestinal; mientras que, los prebióticos abarcan sustancias o productos no absorbidos ni hidrolizados durante su tránsito por el aparato digestivo, además, actúa como sustrato a las bacterias benéficas, estimulando su crecimiento y/o su actividad metabólica; en consecuencia, tienen importancia en la salud humana, equilibrio ecológico y sostenibilidad ambiental (Murate *et al*., 2015).

El exceso de algunos nutrimentos excretados por las aves genera un caldo de cultivo adecuado para el desarrollo de microorganismos dañinos dentro del galpón de cría, así como también, al ambiente en general y para las personas involucradas en la conducción de esa explotación avícola.

Se estima que aproximadamente dos tercios del nitrógeno consumido por las aves se excreta como ácido úrico y como proteína alimentaria no digerida, las cuales son degradadas en una serie de procesos complejos mediados por microbios presentes en la cama, dando lugar al amoníaco como uno de los subproductos, que, una vez volatilizado puede afectar negativamente el desempeño y la salud de las aves (Brink *et al*., 2022). Después de ser emitido, el amoníaco es un precursor de partículas que contribuyen a la contaminación del aire y puede viajar grandes distancias, contribuyendo a la eutrofización y la acidificación de suelos y aguas, lo que a su vez reduce la productividad de los cultivos, la diversidad de plantas y la vida acuática (Santonja *et al*., 2017).

La incorporación de un prebiótico o un probiótico tanto en el alimento consumido, agua de bebida y/o incorporado a la cama, podría tornarse una fuente potencial para minimizar la emisión de los gases debido a su capacidad para bioestimular la descomposición de las proteínas. El uso de esas estrategias se ha relacionado con un gran esfuerzo por encontrar alternativas adecuadas; además, deben ser capaces de proporcionar condiciones favorables para bioestimular las bacterias benéficas y suprimir especies bacterianas dañinas (Abd El-Hack *et al*., 2022).

Maiorka *et al*. (2001) plantean que la aplicación de estos bioestimulantes promueven la fermentación anaeróbica de compuestos orgánicos y evitan la descomposición de materia orgánica por oxidación, de la que se liberan gases generadores de olores molestos –sulfurosos y amoniacales–, con lo cual se evita la proliferación de insectos vectores, como moscas, al no encontrar un medio adecuado para su desarrollo.

Por otro lado, TecnoAgua (2020), indica que un beneficio colateral importante en las aves con el uso de productos bioestimulantes, es la mejor absorción de nutrimentos a nivel del tubo digestivo que, al ser absorbidos por las mucosas intestinales del ave, fortalecen la actividad de la microflora intestinal, al reducir la cantidad de proteína indigestible excretada mejorando la calidad de las vellosidades y, por ende, la absorción y la conversión alimenticia.

Escasas investigaciones se han desarrollado en el país y en el mundo con el objetivo de obtener alternativas eficientes que promuevan la recolonización del tubo intestinal de las aves con la microflora bacteriana benéfica, capaz de mejorar la calidad de las excretas; de esta manera, prolongando la vida útil de la cama, además, reducir la proliferación de moscas, larvas, así como también, mejor la salud podal de las aves (Castro y Rodríguez, 2005).

Ante lo anteriores hallazgos, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el uso del prebiótico BIO OPTIMIZE® sobre el bienestar animal y las variables productivas de pollos de engorde del híbrido Ross 308.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación

El experimento se realizó en la sección de aves del laboratorio de Unidad de Ambiente Semi-Controlado –UASC– del Instituto de Producción Animal de la Facultad de Agronomía de la Universidad Central de Venezuela, ubicada en Maracay estado Aragua, a la altitud 455 m, con temperatura promedio anual de 25 ºC, humedad relativa 75% y precipitación anual promedio 800 mm (Climate-Data.org, 2023).

Instalaciones y equipos

La UASC, fue dividida en 4 salas, con 6 corrales cada una, para constituir las 24 unidades experimentales. Las salas, fueron previamente lavadas y desinfectadas con cal viva, realizada de la siguiente forma: inicialmente, se salpica el piso con agua –el agua salpicada evita la formación de nubes de polvo de la cal dentro del galpón, en el momento de su aplicación–, luego se distribuye la cal a razón de 200 $g.m^2$; seguidamente, la cal es humedecida con agua, con una asperjadora manual de espalda marca Guarany de 20 litros de capacidad –el agua activa el proceso de desinfección–. En el caso de las paredes y brocales, la cal se colocó en inmersión en agua un día antes de ser usada –1 kg cal.5 L de $agua^{-1}$– y se aplicó con brocha y/o cepillo de barrer.

Las salas están separadas por paredes de concreto de 60 cm de altura, mallas plásticas y cortinas de alta resistencia e impermeabilidad para favorecer el aislamiento entre ellas. Durante los primeros siete días los pollos bebés estuvieron en una sola sala de 12 $m^{2;}$ Cumplido ese plazo, después de la recepción de los pollitos bebe en la sala de la UASC, fueron vacunados contra New Castle y Gumboro, suministradas en el agua de bebida. Para garantizar la efectividad de la vacunación vía oral, se restringió el suministro de agua por dos horas previa aplicación de las vacunas; el refuerzo de las mismas, se realizó por el mismo método a los 14 días de permanencia en la UASC. En ese espacio, se adicionaron comederos tipo plato y bebederos de galón; además, una criadora modelo M8 Gaselec, para controlar la temperatura a 34 °C, con capacidad para criar entre 120-1600 aves; con sus respectivos termostatos y sensores, ubicados en paneles de control externo.

Manejo de las aves

Para el inicio del experimento, se contó con una población de 300 pollos bebés, híbridos Ross 308 sexados; de ellos, el día 7 se seleccionaron de forma aleatoria 192 pollos y de estos últimos, se eligieron aleatoriamente 10 pollos, los cuales fueron pesados individualmente. Con los valores de masa, se elaboró una distribución de masas, por medio del método de la campana de Gauss para formar las diferentes categorías –pequeños y grandes, respectivamente–; y permanecieron los 144 involucrados en la investigación.

Seguidamente, se procedió a pesar el resto de las 192 aves que inicialmente conformaron la muestra, ubicando cada ave en una categoría según su masa para formar los grupos homogéneos definitivos en cada uno de los tratamientos. Las salas de la UASC, se mantuvieron a una temperatura promedio idéntica al ambiente.

Manejo del alimento

El sistema de alimentación utilizado fue preiniciador comercial marca Alconca® (0 – 7 días), crecimiento (7–21 días), engorde (21–35 días), los dos últimos se elaboraron en la sección del laboratorio de aves según los requerimientos de los pollos Ross 308 (Cuadro 1), y ofrecido *ad libitum* al igual que el agua, tomando los registros semanales del alimento ofrecido y dejado para los cálculos de consumo y conversión de alimento.

Cuadro 1. Características de las dietas experimentales para pollos de engorde de 0 a 35 días de edad.

Materias primas	Porcentaje en la ración	
	Crecimiento	Engorde
Maíz	53,52	55,75
Soya	37,31	33,48
Aceite de soya	5,56	6,00
Sal	0,35	0,38
Carbonato de calcio	1,10	1,68
Fósforo dicalcico	1,47	1.99
Lisina	0,10	0,06
Metionina	0,26	0,16
Prem.vit-Min*	0,33	0,50

*Premezcla vitaminas y minerales: Manganeso, 100 g; Zinc, 40 g; Cobre, 4 g; Hierro, 27 g; Selenio, 0,075 g; Yodo, 2 g; Vitamina A, 7500000 UI, Vitamina D, 3000000 UI, Vitamina E, 20 g; Vitamina K, 2 g; Vitamina B2, 5,6 g; Nicot, 26 g; Pantotenato, 8 g; Vitamina B12, 0,01 g; Vitamina B6, 1 g; Fólico, 0,3 g; Colina 350 g.

Descripción del producto y metodologías de empleo

BIO OPTIMIZE®, es un producto natural ecológico, denominado técnicamente ETA 1010/ ETA 1000/ETA 1030, registro MAT- 1207, No. INSAI20210023207112 y Registro Sanitario 0023-2016-MPPS-DGSA. La información técnica el producto, lo describe con dos características: la primera como prebiótico y la segunda, como bioestimulante de microorganismos benéficos. La formulación posee dos presentaciones, una para ser usada en aspersión y la otra, de ingesta oral, en el agua de bebida (TecnoAgua, 2020).

El inicio de las aspersiones del prebiótico, ocurrió el día siguiente de la primera vacunación. Se aplicó con asperjadora manual, marca Swissmex, modelo 310040, de 1500 mL; a razón 0,4 $mL.L^{-1}$ de agua, distribuidos en 6 m^2 de cama. Las aspersiones se realizaron entre las 7-9 am, por dos días consecutivos con uno de descanso, a partir del

día 9 del ciclo de vida de las aves y culminadas el día 35 del ciclo de las aves.

BIO OPTIMIZE®, se diluyó en el agua de bebida, contenida en una bolsa de agua tipo Camping, marca Coleman de 20 L de capacidad, conectada con el bebedero y consumida por las aves a partir del día 21. Se empleó la dosis de prebiótico de 0,025 mL.dia^{-1} y se aumentó gradualmente en 0,005 mL a intervalos de 5 días, hasta el final del experimento –día 35–. Para la aplicación de las dosis se utilizó una micropipeta marca Landa de 100-1000 microlitros.

Variables cuantificadas

Variables ambientales

Se realizaron registros climáticos fuera y dentro del galpón UASC, para ello, se emplearon dos estaciones meteorológicas automáticas marca Campbell, configuradas a una frecuencia de registro de 30 minutos y promedios de 1 hora, conectadas a un sensor automático Data Logger. Con la estación meteorológica interna al UASC, se cuantificó la temperatura ambiente; la humedad relativa; la temperatura del agua de bebida, por medio de un sensor colocado en el interior de uno de los bebederos y la temperatura de la cama con un sensor colocado entre la cama, sin entrar en contacto con la superficie de la sala ni con las aves.

Temperatura corporal

La temperatura corporal –TC– se determinó a los 21, 28, y 35 días, entre las 12:00 y las 13:00 h, a dos aves previamente seleccionadas al azar por ocasión de la evaluación, con un termómetro de sonda marca Testo 110, de 0,1°C de precisión y amplitud de medición comprendida entre 0 y 60°C. El procedimiento se realizó, introduciendo a nivel del colon terminal una sonda hasta 5 cm por la cloaca del ave. El dispositivo se mantuvo en la cloaca hasta estabilizarse la lectura.

Nivel de amoniaco (NH_3)

Se determinó con el equipo marca Toxirae II, específico para registrar concentraciones de amoniaco, colocado al nivel de la cama durante cinco minutos. Las cuantificaciones se realizaron a los 21, 28 y 35 días del ciclo de las aves. Las mediciones se realizaron en cada sala donde se ubicó cada uno de los tratamientos evaluados, calculándose el promedio por sala.

Nivel de hiperventilación (NH)

Se determinó en dos pollos por corral, previamente seleccionados al azar e identificados, por ocasión en la evaluación. Las evaluaciones se realizaron a los 21, 28 y 35 días del experimento entre las 13:00 y las 14:00 h. La determinación se efectuó luego del inicio del jadeo, reconocido con la apertura del pico; con lo cual se activaba un cronómetro, marca Casio con precisión de 0,01 seg y se detuvo luego de contar 15 inspiraciones ininterrumpidas. Los valores obtenidos fueron calculados a número de inspiraciones por minuto.

Variables productivas

Consumo de alimento (C)

Se registró semanalmente la masa del alimento ofrecido consumido y no consumido por replica en los tratamientos. Se empleó una balanza electrónica marca Salter Brecknell modelo Electro Samson con capacidad de 45 kg y precisión de 50 g. La diferencia entre las masas tanto del alimento ofrecido, como del rechazado, se obtuvo el consumo semanal por grupo, ajustándose los valores al número de aves.semana^{-1}, por repetición.

Ganancia de peso (GP)

En la misma ocasión cuando se midió el consumo de alimento, se determinó la ganancia de peso. Las aves fueron pesadas, a intervalos semanales, para determinar la ganancia de masa. Se empleó una balanza electrónica marca AND modelo HD-30KA con capacidad de 30 kg y precisión de 5 g. La diferencia entre las masas inicial y final por semana se obtuvo la ganancia de masa semanal.

Conversión alimenticia (CA)

Se determinó por la relación entre el consumo y la ganancia de peso de los animales por semana.

Tratamientos, diseño experimental y análisis estadístico

Se evaluaron tres tratamientos: 1- Testigo sin la inclusión del prebiótico ; 2-Prebiótico aplicado en la cama a partir del día 9 y a partir del día 21 en el agua de bebida y 3-Prebiótico solo aplicado en la cama a partir del día 9 del ciclo productivo de las aves. Se empleó el diseño completamente aleatorizado, con seis réplicas por tratamiento y 18 unidades experimentales; cada unidad experimental estuvo constituida de ocho aves.

Previo al análisis de varianza las variables, niveles de amoniaco, ganancia de masa, conversión alimenticia y nivel de hiperventilación, fueron exploradas por las pruebas de Shapiro Wilk para normalidad de los errores y de Bartlett para homogeneidad de varianzas. Se empleó el software InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2020), y los valores promedios comparados por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones ambientales y bienestar animal

La figura 1 muestra el comportamiento de las variables ambientales en tres periodos de crecimiento y desarrollo de pollos de engorde sometidos a tratamientos prebióticos. Se pudo constatar que el valor de temperatura ambiental más elevada correspondió al día 21, con promedio de

29,15°C (13:00 h); mientras que para el día 28 ocurrió el registro más bajo con 27,60°C; la disminución de la temperatura está asociada a la ocurrencia de precipitaciones pluviométricas. Los valores de temperatura observados, superan los recomendados por Aviagen (2017), donde se indica que la temperatura del galpón debe ser 22°C; lo que se traduce que las aves estuvieron durante este y todos los días del experimento fuera de la zona de confort; por otro lado, también está relacionado con lo indicado por Renaudeau *et al*. (2012) quienes destacan que temperaturas superiores al rango comprendido entre 26 – 32°C en las aves, provocan una situación de estrés térmico.

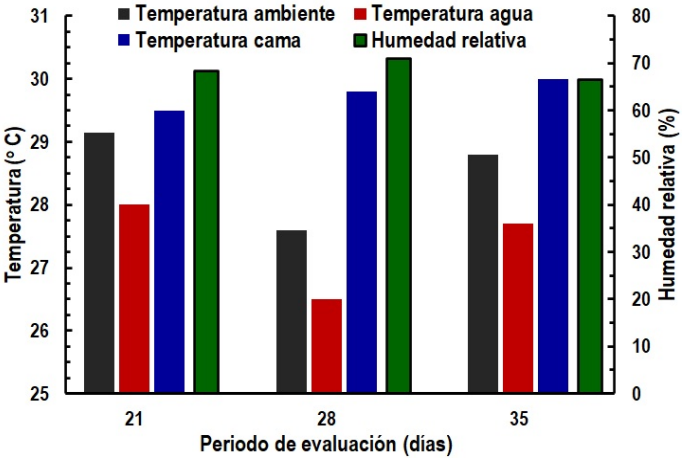


Figura 1. Valores promedios de temperatura ambiente, del agua, de la cama y humedad relativa durante tres edades de los pollos de engorde sometidos a tratamientos prebióticos.

De modo análogo, se observa la existencia de una relación directa entre la temperatura ambiental con respecto a la temperatura del agua de los bebederos, debido a que ambas coinciden en sus los valores máximos y mínimos; en tal sentido, para el día 21, el promedio de la temperatura del agua alcanzó 28,0°C, mientras que para el día 28 el promedio fue de 26,5°C (Figura 1). Cabe destacar que las aves en situaciones de estrés térmico tienden a elevar el consumo de agua para disipar calor; aunque, ante esta situación de alta temperatura del agua, el ave recurre a otras estrategias.

Con relación a la temperatura de la cama, se obtuvo la tendencia a incrementarse paulatinamente a través del periodo de evaluación, pasando de 29,5°C el día 21 a 29,8°C el día 28 y posteriormente a 30,0°C para el día 35. Este comportamiento coincide con el descrito por Zamora-Sanabria (2022), quien señaló que la temperatura de la cama está influenciada por factores ambientales, como la temperatura y la humedad relativa, las cuales se mantuvieron relativamente elevadas durante el periodo de investigación.

La temperatura ambiental, la calidad del aire, el acceso al agua y al alimento son críticas para el desempeño productivo y el bienestar de los pollitos durante los primeros 15 días de vida, debido a que no son capaces de regular su temperatura corporal adecuadamente causando la muerte y retraso en el crecimiento (De Jong *et al*., 2017).

Las condiciones ambientales afectan de forma importante el bienestar de las aves (Lara y Rostagno, 2013; Rath *et al*., 2015); además, en pollos de engorde, las líneas genéticas modernas de crecimiento rápido muestran mayor sensibilidad al estrés por calor (Oloyo y Ojerinde, 2020). Debido a que los pollos de engorde tienen problemas para disipar el calor, se requieren sistemas de ventilación muy eficientes para el intercambio de gases, el mantenimiento de la temperatura y la humedad ambiental.

En las instalaciones con ventilación natural, el ambiente interno depende en gran medida de las condiciones climáticas externas. La temperatura ambiental, la humedad relativa y la ventilación (entrada y salida de aire) se controlan por medio de cortinas externas de los galpones en forma manual (Aviagen, 2017). Esto hace que el control sea muy variable y que dependa de la apreciación de los operarios, del clima, del momento del día, de la edad de las aves y de la presencia o no de instrumentos de medición de las condiciones ambientales que posea la granja.

En el caso de la HR, los valores fluctuaron entre 66,5 y 71%; el promedio más alto se registró el día 28 del experimento y correspondió a 71%; siendo, el valor más bajo registrado a los 35 días con 66,5% de HR. Las mencionadas magnitudes presentan un comportamiento normal en horas del día, observándose, la influencia de la temperatura ambiental sobre la humedad relativa, las cuales siguen tendencias inversamente proporcionales, es decir, a menor temperatura mayor humedad relativa. En general, la HR promedio fue de 68,5%, siendo este valor 3,5% superior, con relación al rango de 65%, recomendado como óptimo por Aviagen (2017).

Zamora-Sanabria (2022) reportó altas temperaturas en el techo y la cama de instalaciones comerciales y enfatizó las dificultades para el control de la temperatura ambiental y de la humedad relativa bajo condiciones de climas tropicales, especialmente en galpones con ventilación natural que carecen de material aislante y que presentan poco control del intercambio de aire.

La ventilación es una de las acciones más importantes en el control de la concentración de gases que emanan de los desechos en las instalaciones; además de reducir los efectos climáticos, se requiere ventilación para eliminar el exceso de humedad del aire y la cama (Vilela *et al*., 2020).

El amoniaco (NH_3) es un gas muy común en las explotaciones avícolas, producido en los pisos de cama debido a la descomposición microbiana de sustancias

nitrogenadas presentes en las heces. Dependiendo de la concentración de amoniaco, este gas puede afectar negativamente a los animales en la ingesta de alimentos y provocar daños en el sistema respiratorio y visual, disminuyendo la eficiencia de conversión de alimento y la tasa de crecimiento (Velasco-Velasco *et al*. 2016).

La evolución de las concentraciones de amoniaco en los tratamientos para las fechas de evaluación, pueden ser observados en la figura 2A. No se encontraron diferencias estadísticas (p>0,05), entre los tratamientos para los niveles de amoniaco el día 21, con un promedio de 0,40 ppm, que correspondió al valor más bajo durante la investigación. Para el día 28 del experimento, se observó similitud estadística entre los tratamientos sin prebióticos (0,8 ppm) y prebiótico aplicado en cama y agua (0,9 ppm), los cuales resultaron estadísticamente superiores (p≤0,05); al tratamiento con prebiótico aplicado en la cama (0,5 ppm).

Sánchez-Chiprés *et al*. (2021) afirman que la humedad relativa, así como también la temperatura de la cama y la temperatura ambiental elevadas hacen que los pollos defequen más, como mecanismo de pérdida de calor, acelerando el proceso de descomposición de la cama, lo que provoca mayor liberación de amoniaco.

Para el día 35 del experimento, se encontró que las concentraciones de amoniaco en los tratamientos que recibieron la aplicación del prebiótico resultaron estadísticamente similares entre si e inferiores a los niveles obtenidos en el tratamiento sin prebiótico, que alcanzó los niveles más elevados durante todo el ensayo con 1,4 ppm de amoniaco. Estos valores estuvieron por debajo de los límites críticos mencionados por Aviagen (2017) quien afirma que, concentraciones superiores a 10 ppm de amoniaco ocasionarían alteraciones fisiológicas o productivas en los pollos de engorde.

Se ha reportado varios factores que afectan la concentración de amoníaco dentro de los galpones avícolas, como la densidad de alojamiento, la nutrición, el manejo de desechos, la ventilación, la temperatura y la humedad relativa del aire y cerca del piso (Nimmermark *et al*., 2009); pero Vilela *et al*. (2020) consideran que el incremento de la temperatura del microambiente genera aumentos en la actividad microbiana y facilita la volatilización del NH_3 a través del material de la cama, lo que conlleva a una mala calidad del aire, a la cual son susceptibles las aves debido a que también aumenta la frecuencia respiratoria de estas, facilitando así su inhalación.

Zhang *et al*. (2015) afirman que altas emisiones de amoniaco provocan reducciones de la ganancia de peso e incremento de la conversión alimenticia; además, de daños en el flujo de moco, la acción ciliar y las membranas mucosas del tracto respiratorio (Wang *et al*., 2020; Zhou *et al*., 2020); reducción de funciones inmunes que producen mayor susceptibilidad a enfermedades e incremento de la morbilidad y mortalidad (Zhou *et al*., 2020; Gómez-Rosales *et al*., 2021).

Con relación al nivel de hiperventilación, no se detectaron diferencias estadísticas entre los tratamientos evaluados para los 21 y 35 días durante el ciclo completo de las aves; sin embargo, para el día 28, el tratamiento con aplicación de prebiótico en cama generó niveles de hiperventilación estadísticamente superiores a los obtenidos en el tratamiento sin prebiótico, mientras que el tratamiento con aplicación del prebiótico en agua y en cama presentó un comportamiento intermedio entre ellos (Figura 2B). El valor promedio, para el tratamiento sin prebiótico fue de 140,23 ± 29,58 insp.min^{-1}, para el tratamiento con prebiótico en cama y agua fue de 164,40 ± 28,48 insp.min^{-1}, mientras que para el tratamiento con aplicación de prebiótico en agua fue de 160,24 ± 29,05 insp.min^{-1}.

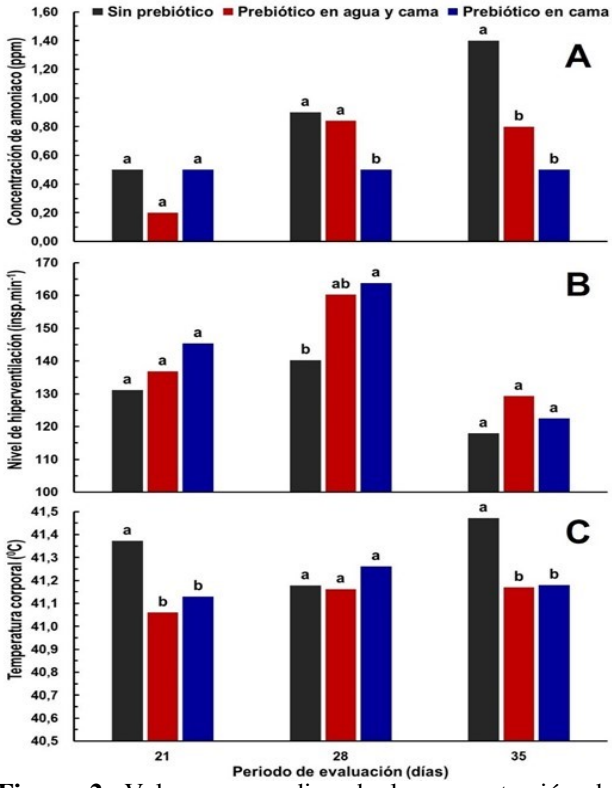


Figura 2. Valores promedios de la concentración de amoniaco (A), el nivel de hiperventilación (B) y la temperatura corporal (C) durante tres edades de los pollos de engorde sometidos a tratamientos prebióticos.

El estrés por calor es una condición fisiológica cuando la temperatura corporal central de un animal excede su rango de actividad normal. Blanco-Penedo *et al*. (2020) señalan que la frecuencia respiratoria es un parámetro idóneo para monitorizar el estrés por calor, ya que es aplicable en diferentes condiciones climáticas y es fácil de monitorizar sin grandes costos.

Sánchez-Chiprés *et al*. (2021) reportaron que el sistema respiratorio y el desarrollo del sistema cardiovascular pueden verse afectados debido a las altas temperaturas, lo cual causa, a su vez, pérdidas en la productividad de los pollos de engorde, asociada a una disminución de la digestibilidad de los nutrimentos, que puede tener su origen en una vasodilatación periférica y un flujo sanguíneo intestinal reducido, que conlleva a una reducción de la función de este órgano (Attia y Hassan, 2017).

Las altas temperaturas también causan dilatación de los vasos sanguíneos, incremento en la frecuencia respiratoria y el consumo de oxígeno, conduciendo a un aumento de la frecuencia cardiaca. La hiperventilación causada por el jadeo prolongado, conduce a una pérdida de dióxido de carbono (CO_2) por vía pulmonar, produciéndose una alcalosis de origen respiratorio (Farfán-López *et al*., 2013).

En concordancia con estos resultados, Farfán-López *et al*. (2013) reportaron niveles de hiperventilación entre 129 y 143 insp.min^{-1}, y concluyeron que la incorporación de minerales tanto en el alimento como en el agua, no tuvo un impacto marcado sobre esa variable, lo cual concuerda con los estudios de Rojas *et al*. (2008) donde se obtuvo valores que oscilaron entre 140 y 200 insp.min^{-1}, en pollos criados bajo condiciones de estrés calórico crónico.

En la figura 2C se observa el comportamiento de la temperatura corporal durante los dias cuantificados en el ciclo de las aves. La comparacion de los valores promedios pemitió identificar un patron de comportamiento similar entre los tratamientos para los días 21 y 35 de evaluación: el tratamiento sin prebiótico indujo temperaturas corporales estadísticamente superiores a los tratamientos con aplicación de prebióticos. Para el día 28 no se detectaron diferencias entre los tratamientos.

Durante la conducción del ensayo, la temperatura ambiental osciló en torno de los 29,15°C y la humedad relativa, alrededor de 68,5%; con base en estas condiciones, las aves durante el experimento estuvieron sometidas a estrés calórico del tipo crónico. Estas condiciones, de manera general, afectaron las variables fisiológicas; y, por otro lado, el aumento de los niveles de humedad relativa en las salas, generó cambios relacionados en el ambiente interno y externo de las aves, tales como la temperatura de la cama; así como también, de la temperatura del agua de bebida, tales hallazgos consolidan la situación de estrés.

Bouzouaia (2015) señala que las aves cuentan con un sistema de termorregulación homeotermo, es decir, mantienen una temperatura interna constante, gracias a la adaptación de su metabolismo y comportamiento. Por su parte, Saeed *et al*. (2019) afirman que este mecanismo ocurre cuando la temperatura interna se encuentra dentro de la zona termoneutral (27,5 – 37,7°C); sin embargo, en condiciones de estrés calórico, la pérdida de calor del animal es muy reducida, ya que los mecanismos de conducción, convección y radiación se muestran ineficaces para regular esta temperatura.

Zamora-Sanabria *et al*. (2022) reportaron que la temperatura corporal mostró fuerte asociación con los porcentajes de mortalidad, selección, lesiones en piel y patas, densidad de aves y temperatura ambiental; además, la calidad de la cama afectó significativamente el bienestar de los pollos, y reportaron que la condición de alta temperatura y humedad generaron mayores temperaturas cloacales, porcentajes de pododermatitis, cojeras y menor motilidad, lo cual corroboró los resultados de Dunlop *et al*. (2016) y Federici *et al*. (2016).

Variables productivas

Al final del ciclo productivo de las aves –35 dias– se observaron diferencias estadisticas para el consumo de alimento entre los tres tratamientos evaluados. El mayor consumo le correspondio al tratamiento donde se aplicó el prebiótico en cama con un valor de 3501 ± 167 g, estadísticamente superior ($p \leq 0,05$); al consumo obtenido para el tratamiento con aplicación del prebiótico en cama y agua (3277 ± 122 g), que a su vez, fue superior al consumo obtenido en el tratamiento sin prebiótico donde se obtuvo un promedio de 3114 ± 144 g (Figura 3).

Dicho comportamiento compagina perfectamente con la tasa de conversión alimenticia, en la cual se obtuvo resultados similares; en tal sentido, se verificó que el mejor índice de conversión alimentaria correspondió al tratamiento sin prebiótico (1,36 ± 0,07 kg.kg^{-1}); en orden decreciente se ubicaron los tratamientos con el uso de los prebióticos en cama y agua (1,49 ± 0,05 kg.kg^{-1}), que a su vez fue superior al tratamiento con prebiótico en cama (1,57 ± 0,05 kg.kg^{-1}).

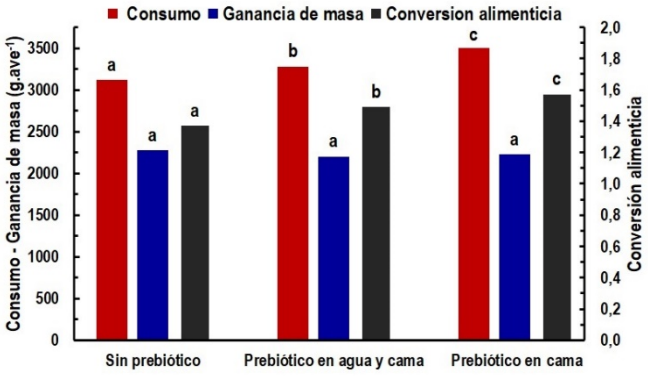


Figura 3. Valores promedios del consumo de alimento, ganancia de peso y conversión alimenticia de pollos de engorde sometidos a tratamientos prebióticos.

En relación con la ganancia de masa, no se detectaron diferencias entre los tratamientos evaluados, y se obtuvo un rango de ganancia entre 2200 ± 108 g.ave^{-1} y 2276 ± 69 g.ave^{-1}.

En una investigación desarrollada por Sohail *et al*. (2012), informaron que los pollos de engorde a los 42 días de edad, expuestos a calor crónico, redujeron en 16,4% la ingesta de alimento, lo cual se reflejó en 32,6% de peso corporal menos en comparación con animales que no se sometieron a esa condición estresante. Similarmente, Nawab *et al*. (2018) afirman que el estrés calórico crónico reduce el metabolismo de las grasas, afecta el crecimiento muscular y reduce la calidad de la carne y el perfil químico, debido al desequilibrio electrolítico, la activación de la peroxidación lipídica y la reducción del contenido de proteína.

Los reportes de la literatura muestran resultados divergentes en cuanto a la respuesta a la utilización de prebióticos. Varias investigaciones han encontrado que la suplementación con prebióticos en pollos de engorde mejoró significativamente las variables productivas (Toghyani *et al*., 2011; Munyaka *et al*., 2012; Bednarczyk *et al*., 2016; Adhikari y Kim 2017). Por su parte, Utami y Wahyono (2018) demostraron que la suplementación con prebióticos en la dieta de las gallinas ponedoras incrementó el consumo de alimento. En contraste, otros estudios demostraron que la suplementación con prebióticos en la dieta de pollos de engorde no tuvo diferencia significativa en el rendimiento del crecimiento, peso corporal y ganancia corporal (Li *et al*., 2017; Zhou *et al*., 2019; Waqas *et al*., 2019).

Teng y Kim (2018) afirman que la administración de prebióticos presenta gran influencia sobre la salud intestinal de los pollos de engorde mediante la modulación de la comunidad microbiana intestinal y la interacción entre el sistema inmunológico del huésped y la microbiota intestinal, lo cual está asociado a la fermentación por bacterias beneficiosas que pueden inhibir la colonización de patógenos y comunicarse con las células epiteliales y las células inmunitarias para mejorar el ambiente intestinal o las respuestas inmunitarias, que se manifiesta como mayor resistencia a los patógenos.

En tal sentido, se presume que las controversias reportadas dependen del tipo de prebiótico y las dosis utilizadas en los experimentos. Los componentes bioactivos que se encuentran en estos tipos de dieta parecen servir como agentes antioxidantes, antibacterianos e inmunomoduladores y, por lo tanto, mejoran la microflora intestinal y la morfología de los pollos de engorde, así como sus condiciones fisiológicas, respuestas al estrés, estado antioxidante y calidad de la cama (Sugiharto y Ranjitkar, 2019).

En concordancia con los resultados obtenidos en esta investigación, Askri *et al*. (2022) reportaron que los pollos de engorde del grupo de control donde no se aplicó prebióticos tenían un peso bruto final significativamente más alto que los tratamientos experimentales donde se incluyeron prebióticos, y en concordancia con los resultados de esta investigación, no encontraron diferencias en la ganancia de masa entre los grupos de control y experimenta; tampoco observaron diferencias entre tratamientos en cuanto al consumo de alimento, la tasa de conversión alimenticia y la mortalidad.

Por su parte, Aragon (2023), evaluó la respuesta a diferentes niveles de prebióticos en pollos de engorde, reportó que los prebióticos no ejercieron efectos significativos sobre el crecimiento de los pollos de engorde a los 35 días de edad; y el nivel de prebióticos que dio el mejor desempeño fue con una tasa de inclusión de 2%, donde se obtuvo el mayor coeficiente de digestibilidad de proteínas; sin embargo, el costo del alimento para producir un kilogramo de peso vivo de pollo de engorde fue más bajo en la dieta sin prebióticos en comparación con aquellos con prebióticos agregados.

Mohammed y Kareem (2022) reportaron que pollos alimentadas con dieta basal con adición de 0,3% de prebióticos a base de fructooligosacáridos ganaron más peso total, tuvieron mayor peso corporal final y menor tasa de conversión alimenticia en comparación a los animales alimentados con postbióticos y probióticos y con los testigos negativos y positivos, y afirman que la suplementación dietética con postbióticos, probióticos y prebióticos mejoró el rendimiento del crecimiento, la calidad de la canal y la calidad de la carne en pollos de engorde.

Bednarczyk *et al*. (2016) reportaron que los prebióticos comerciales evaluados en sus investigaciones aumentaron el consumo de alimento y la tasa de conversión alimenticia en comparación con el control, y obtuvieron promoción del crecimiento de los pollos atribuido a la capacidad de los prebióticos para unirse fuertemente a las bacterias patógenas y actuar como señuelos alejados del revestimiento intestinal. Por su parte, Ukpanah *et al*. (2022) reportaron que la alimentación de pollos de engorde con dietas que contenían 1,50 g y 3,00 g de aditivo prebiótico immunowall® mejoró el rendimiento del crecimiento, la rentabilidad y el peso de la canal y los órganos.

Ansah *et al*. (2022) encontraron que la suplementación con el protector de pollo (suplemento de prebióticos y fitobióticos) suministrado en el agua de los pollos de engorde mejoró la inmunidad de las aves contra la invasión patógena al aumentar la cantidad de glóbulos blancos, glóbulos rojos y neutrófilos en la sangre; estos resultados también se reflejaron en mejoras en la calidad de la carne al reducir el nivel de colesterol; mientras que,

Khemalapure *et al*. (2022) concluyeron que la inclusión de prebióticos y acidificantes en combinación al 0,05% en la dieta resultó beneficiosa para mejorar el rendimiento del crecimiento y aumentar el margen de beneficio en los pollos de engorde, a través de mejor ganancia neta por ave y tasa de conversión alimenticia más eficiente.

CONCLUSIONES

Se detectaron valores fuera del rango de confort en la cría de aves para las variables temperatura y humedad relativa; la temperatura de la cama se incrementó a través del periodo de evaluación y se obtuvo una relación directa entre la temperatura ambiental y la temperatura del agua de bebida.

La aplicación del prebiótico BioOptimize® redujo los niveles de amoniaco a partir de los 28 días, con tendencias a obtener mejores resultados cuando la aplicación se realizó en la cama de las aves. Los mayores niveles de hiperventilación ocurrieron a los 28 días del ciclo productivo con la aplicación del prebiótico. Similarmente, al final del ciclo de producción hubo reducción de la temperatura corporal en pollos tratados con prebiótico.

El mejor indice de conversión alimenticia se obtuvo en el tratamiento sin prebiotico, derivado de un comportamiento inverso en el consumo de alimento, donde los mayores valores correspondieron a la aplicación del prebiótico en cama, seguido de la aplicación en agua y cama, y por último, el tratamiento sin prebiótico.

LITERATURA CITADA

Abd El-Hack, M. E., El-Saadony, M. T., Salem, H. M., El-Tahan, A. M., Soliman, M. M., Youssef, G. B., Ayman E. Taha, A. E., Soliman M. S., Ahmed E. A., El-kott A. F., Al Syaad K. M., Swelum, A. A. 2022. Alternatives to antibiotics for organic poultry production: types, modes of action and impacts on bird's health and production. Poultry science, 101(4):101696.

Adhikari, P. A., Kim, W. K. 2017. Overview of prebiotics and probiotics: focus on performance, gut health and immunity–a review. Annals of Animal Science, 17(4): 949-966.

Ansah, J. B., Tieku, F. E., Essuman, Y., Kisseih, M., Oduro, F. W., Aryee, R., Idan, F., Hamidu, J. A. 2022. The Effect of Prebiotics-Phytobiotics Supplement on Broiler Biological and Immunological Performance.

Aragon, R. N. 2023. Growth Performance of Broilers Fed Different Levels of Prebiotics. International Journal of Innovative Science and Research Technology, 3:31-37.

Askri, A., Raach-Moujahed, A., M'hamdi, N., Maalaoui, Z., Debbabi, H. 2022. Effect of prebiotic supplementation on productive traits, carcass characteristics, and meat quality in growing broiler during the starter period. Genetics & Biodiversity Journal, 6(2):142-151.

Attia, Y. A., Hassan, S. S. 2017. Broiler tolerance to heat stress at various dietary protein/energy levels. Europ Poult Sci, 81:10.1399.

Aviagen. 2017. Environmental management in the broiler house (en línea). Consultado 14 Ago. 2021. Disponible en: https://eu.aviagen.com/assets/Uploads/Environmental-Management-Broiler.pdf.

Bednarczyk, M., Stadnicka, K., Kozłowska, I., Abiuso, C., Tavaniello, S., Dankowiakowska, A., Sławińska, A., Maiorano, G. 2016. Influence of different prebiotics and mode of their administration on broiler chicken performance. Animal, 10(8): 1271-1279.

Blanco-Penedo, I., Cantalapiedra, J., Llonch, P. 2020. Impacto del cambio climático sobre el bienestar animal en los sistemas ganaderos. ITEA Información Técnica Económica Agraria, 116(5):424-443.

Bouzouaia, M. 2015. Breeding in hot climate. In: Manual of Poultry Diseases. 2nd Ed. Ed. Association Frangaise pour I'avancement des Sciences (AFAS): Paris, Francia.

Brink, M., Janssens, G. P., Delezie, E. 2022. Does feeding more phases reduce ammonia concentrations from broiler litter?. Animal Nutrition, 11: 152-159.

Carro, M, y Rainilla, M. 2002. Los aditivos antibióticos promotores del crecimiento de los animales. Situación actual y posibles alternativas. Departamento de Producción Animal. España. Disponible en línea en: http://www.produccionanimal.com.ar/informacion_tecnica/invernada_promotores_crecimiento/01-aditivos_antibioticos_promotores.pdf

Castro, M. y Rodríguez, F. 2005. Levaduras: probióticos y prebióticos que mejoran la producción animal. Revista Corpoica, 6(1).

CLIMATE-DATA.ORG. 2020. Datos climáticos mundiales (en línea). Consultado 10 ene. 2023. Disponible en:https://es.climate-data.org/

De Jong, I. C., van Riel, J., Bracke, M. B., & van den Brand, H. 2017. A 'meta-analysis' of effects of post-hatch food and water deprivation on development, performance and welfare of chickens. PloS one, 12(12), e0189350.

Díaz, S. 2015. Botanical alternatives to antibiotics for use in organic poultry production. Poult. Sci. 94(2):1419-1430.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M., Robledo, C. 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.

Dunlop, M. W., Moss, A. F., Groves, P. J., Wilkinson, S. J., Stuetz, R. M., Selle, P. H. 2016. The multidimensional causal factors of 'wet litter'in chicken-meat production. Science of the Total Environment, 562: 766-776.

European Parliament y Council. 2003. Regulation (EC) No. 1831/2003 of the European parliament and of the Council of 22 nd September 2003 on additives for use in animal nutrition. Offic. J. Eur. Union. L268/36

Farfán-López, C., Rossini, M., & De Basilio, V. 2013. Efecto de la adición de electrólitos en agua y alimento sobre algunas variables productivas y sanguíneas en pollos de engorde bajo condiciones de estrés calórico. Zootecnia Tropical, 31(3):225-234.

Federici, J. F., Vanderhasselt, R., Sans, E. C. O., Tuyttens, F. A. M., Souza, A. P. O., & Molento, C. F. M. 2016. Assessment of broiler chicken welfare in Southern Brazil. Brazilian Journal of Poultry Science, 18: 133-140.

Gómez-Rosales, S., Angeles, M., & Maguey-González, J. 2021. Respuesta productiva y balance de nitrógeno en pollos adicionados con sustancias húmicas en el agua de bebida. Abanico Veterinário, 11.

Khemalapure, S., Ramteke, B., Gadegaonkar, G., Karambele, N., Jagadale, S. 2022. Effect of Supplementation of Combination of Prebiotic and Acidifier on Performance of Broiler Chicken. *Indian* Journal of Veterinary Sciences & Biotechnology, 18(3): 112-114.

Lara, L. J., & Rostagno, M. H. 2013. Impact of heat stress on poultry production. Animals, 3(2): 356-369. https://doi.org/10.3390/ani3020356

Li, X., Chen, Y. P., Cheng, Y. F., Wen, C., Zhou, Y. M. 2017. Effects of dietary supplementation with yeast cell wall, palygorskite and their combination on the growth performance, meat quality, muscular antioxidant ability and mineral element content of broilers. European Poultry Science, 81.

Maiorka, A., Santin, I., Almeida, J.G., Macari, M. 2001. Utilização de prebióticos, probióticos ou simbióticos em dietas para frangos. Rev. Bras. Cienc. Avic., 3(1):75-82.

Mekonnen, M. M., Neale, C. M., Ray, C., Erickson, G. E., Hoekstra, A. Y. 2019. Water productivity in meat and milk production in the US from 1960 to 2016. Environment international, 132, 105084.

Mohammed, M. Y., Kareem, K. Y. 2022. A comparison study of probiotic, postbiotic and prebiotic on performance and meat quality of broilers. *Tikrit* Journal for Agricultural Sciences, *22*(4): 24-32.

Munyaka, P. M., Echeverry, H., Yitbarek, A., Camelo-Jaimes, G., Sharif, S., Guenter, W., House J. D., Rodriguez-Lecompte, J. C. 2012. Local and systemic innate immunity in broiler chickens supplemented with yeast-derived carbohydrates. Poultry Science, 91(9): 2164-2172.

Murate, L. S., Paião, F. G., de Almeida, A., Berchieri Jr, A., Shimokomaki, M. 2015. Efficacy of prebiotics, probiotics, and synbiotics on laying hens and broilers challenged with Salmonella Enteritidis. The Journal of Poultry Science, 52(1):52-56.

Nawab, A., Ibtisham, F., Li, G., Kieser, B., Wu, J., Liu, W., Zhao, Y., Nawab, Y., Li, K., Xiao, M., An, L. 2018. Heat stress in poultry production: Mitigation strategies to overcome the future challenges facing the global poultry industry. *Journal of Thermal Biology*, 78: 131-139.

Nimmermark, S., Lund, V., Gustafsson, G., & Eduard, W. 2009. Ammonia, dust and bacteria in welfare-oriented systems for laying hens. Annals of Agricultural and Environmental Medicine, 16(1): 103-113.

Oloyo, A., & Ojerinde, A. 2020. Poultry Housing and Management. Poultry - An Advanced Learning. doi:10.5772/intechopen.83811

OMS (Organización Mundial de la Salud). 2017. Lista OMS de antimicrobianos de importancia crítica para la medicina humana (Lista OMS de AIC) Disponible en línea en: https://www.who.int/foodsafety/publications/cia2017es.pdf

Rath, P., Behura, N., Sahoo, S., Panda, P., Mandal, K., & Panigrahi, P. 2015. Amelioration of heat stress for poultry welfare: a strategic approach. International Journal of Livestock Research, 5(3):1-9. https://doi.org/10.5455/IJLR.20150330093915

Renaudeau, D., Collin, A., Yahav, S., De Basilio, V., Gourdine, J. L., Collier, R. J. 2012. Adaptation to hot climate and strategies to alleviate heat stress in livestock production. Animal, 6(5): 707-728.

Rojas, J. A., Comerma, S. G., Chacón, T., Rossini, M., Zerpa, H., Farfán, C., & De Basilio, V. 2008. Efecto de la adición de minerales en el agua o alimento sobre la frecuencia cardiaca, en pollos de engorde sometidos a estrés calórico crónico y agudo. Revista de la Facultad de Ciencias Veterinarias, 49(2): 99-111.

Roldán G. 2004. Manual de Explotación de Aves de corral. Grupo Latino, Bogotá, Colombia, pp. 65

Ruesga-Gutiérrez, E., Ruvalcaba-Gómez, J. M., Gómez-Godínez, L. J., Villagrán, Z., Gómez-Rodríguez, V. M., Heredia-Nava, D., Ramírez-Vega, H., Arteaga-Garibay, R. I. 2022. Allium-based phytobiotic for laying hens' supplementation: Effects on productivity, egg quality, and fecal microbiota. Microorganisms, 10(1):117.

Saeed, M., Abbas, G., Alagawany, M., Kamboh, A. A., Abd El-Hack, M. E., Khafaga, A. F., & Chao, S. 2019. Heat stress management in poultry farms: A comprehensive overview. Journal of Thermal Biology, 84: 414-425.

Sánchez-Chiprés, D. R., Valera-Rojas, M., Casasola-Torres, R. A., Gutiérrez-Borroto, O., & Mireles-Flores, S. 2021. Atenuación del estrés calórico en pollos con la suplementación de un producto de cromo orgánico. Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA, 13(1), e792-e792.

Santonja, G. G., Georgitzikis, K., Scalet, B. M., Montobbio, P., Roudier, S., & Sancho, L. D. (2017). Best available techniques (BAT) reference document for the intensive rearing of poultry or pigs. EUR 28674 EN, 11, 898.

Sohail, M. U., Hume, M. E., Byrd, J. A., Nisbet, D. J., Ijaz, A., Sohail, A., Shabbir, M. Z., Rehman, H. 2012. Effect of supplementation of prebiotic mannan-oligosaccharides and probiotic mixture on growth performance of broilers subjected to chronic heat stress. Poultry Science, 91(9), 2235-2240.

Sugiharto, S., & Ranjitkar, S. 2019. Recent advances in fermented feeds towards improved broiler chicken performance, gastrointestinal tract microecology and immune responses: A review. Animal Nutrition, 5(1): 1-10.

TecnoAgua. 2020. Ficha Técnica, BIO OPTIMIZE. Prebiótico - Promotor de la actividad biológica. 4p.

Teng, P. Y., & Kim, W. K. 2018. Roles of prebiotics in intestinal ecosystem of broilers. Frontiers in Veterinary Science, 5:245.

Toghyani, M., Toghyani, M., & Tabeidian, S. A. 2011. Effect of probiotic and prebiotic as antibiotic growth promoter substitutions on productive and carcass traits of broiler chicks. In International Conference on Food Engineering and Biotechnology, 9: 82-86.

Ukpanah, U. A., Usoro, O. O., & Ekpo, U. E. 2022. Performance of Broiler Birds Fed Diets Containing Varying Levels of Immunnowall® Prebiotic Additive. AKSU Journal of Agriculture and Food Sciences 6 (1): 46-55

Utami, M. M. D., Wahyono, N. D. 2018. Supplementation of probiotic and prebiotic on the performance of broilers. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 207(1):012024. IOP Publishing

Velasco-Velasco, J., Alvarado-Lara, H., Hernández-Cázares, A., Gómez-Merino, F., Narciso-Gaitán, C., & Misselbrook, T. 2016. Buenas prácticas de manejo y emisiones de amoniaco en explotaciones avícolas. Agroproductividad, 9 (8):38–44.

Vilela, M. D. O., Gates, R. S., Souza, C. F., Teles Junior, C. G., & Sousa, F. C. 2020. Nitrogen transformation stages into ammonia in broiler production: sources, deposition, transformation, and emission into the environment. Dyna, 87(214), 221-228.

Wang, W., Shi, Q., Wang, S., Zhang, H., & Xu, S. 2020. Ammonia regulates chicken tracheal cell necroptosis via the LncRNA-107053293/MiR-148a-3p/FAF1 axis. Journal of Hazardous Materials, 386: 121626.

Waqas, M., Mehmood, S., Mahmud, A., Hussain, J., Ahmad, S., Khan, M. T., Rehman, A., Zia M. W., Shaheen, M. S. 2019. Effect of yeast based mannan oligosaccharide (Actigen™) supplementation on growth, carcass characteristics and physiological response in broiler chickens. Indian Journal of Animal Research, 53(11):1475-1479.

Zamora-Sanabria, R. M., Elizondo-Salazar, J., Castañeda-Serrano, M. P., Camacho-Sandoval, J. 2022. Indicadores de bienestar en pollos de engorde en la primera semana de vida en Costa Rica. Nutrición Animal Tropical, 16(1) :105-144.

Zhang, J., Li, C., Tang, X., Lu, Q., Sa, R., & Zhang, H. 2015. Proteome changes in the small intestinal mucosa of broilers (*Gallus gallus*) induced by high concentrations of atmospheric ammonia. Proteome Science, 13(1) :1-14.

Zhou, M., Tao, Y., Lai, C., Huang, C., Zhou, Y., & Yong, Q. 2019. Effects of mannanoligosaccharide supplementation on the growth performance, immunity, and oxidative status of partridge shank chickens. Animals, 9(10):817.

Zhou, Y., Liu, Q. X., Li, X. M., Ma, D. D., Xing, S., Feng, J. H., & Zhang, M. H. 2020. Effects of ammonia exposure on growth performance and cytokines in the serum, trachea, and ileum of broilers. Poultry Science, 99(5): 2485-2493.

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

CALIDAD DE AGUA EN RÍO CUTUCHI MEDIANTE ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS, LATACUNGA, ECUADOR

WATER QUALITY IN CUTUCHI RIVER THROUGH PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL ANALYSIS, LATACUNGA, ECUADOR

Jonathan Aníbal Cajas Sinchiguano, Alexandra Córdova-Mosquera, Jesús Enrique Chavarría Párraga

Programa de Maestría en Hidráulica, Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE) – Manabí

Email: jcajas9691@pucem.edu.ec ; rcordova@pucem.edu.ec

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
11/09/2023

Aceptado:
14/12/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):115-123

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.413

Resumen

La calidad del agua de los ríos se deteriora, principalmente a su uso como fuente de aguas residuales procedentes de centros urbanos, zonas industriales, actividades agrícolas. Este estudio analizó el índice de calidad de agua a través de análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el río Cutuchi provincia de Cotopaxi y se los comparó con la legislación ambiental vigente (TULSMA). Adicionalmente se determinaron sus características morfométricas. Se realizó trabajo de campo en dos periodos (noviembre-enero 2023 y febrero-abril 2023), recolectando en total 20 muestras de agua en cinco puntos de muestreo a lo largo del gradiente longitudinal del rio desde las partes altas hasta su confluencia con el río Ambato. Los hallazgos muestran al río de una forma ligeramente ensanchada no propensa a inundaciones. Tres de los cinco puntos de muestreo no cumplieron con los límites permisibles máximos acorde a TULSMA para los parámetros de turbiedad (180,2 NTU), DBO5 (55,7 mg/l) y coliformes (3115,5 NMP/100 ml), especialmente en las zonas bajas del río donde se depositan todas las cargas orgánicas e inorgánicas de las actividades antropogénicas. El índice de calidad ICA-NSF mostró valores catalogados como regular en la parte alta del río y mala para las partes medias y bajas. Este estudio recomienda que se realicen propuestas de manejo y gestión de la calidad del agua a lo largo del gradiente del río Cutuchi y con ello poner en marcha acciones de mantenimiento, descontaminación y recuperación de las riberas del río.

Palabras clave: Calidad de agua, puntos de muestreo, índice de calidad, rio Cutuchi, Latacunga.

Abstract

The quality of river water deteriorates, mainly due to its use as a source of wastewater from urban centers, industrial areas, and agricultural activities. This study analyzed the water quality index through physicochemical and microbiological analysis in the Cutuchi River, Cotopaxi province, and compared them with the current environmental legislation (TULSMA). Additionally, their morphometric characteristics were determined. Field work was carried out in two periods (November-January 2023 and February-April 2023), collecting a total of 20 water samples at five sampling points along the longitudinal gradient of the river from the upper parts to its confluence with the Ambato river. The findings show the river in a slightly widened shape not prone to flooding. Three of the five sampling points did not comply with the maximum permissible limits according to TULSMA for the parameters of turbidity (180.2 NTU), BOD5 (55.7 mg/l) and coliforms (3115.5 NMP/100 ml), especially in the lower areas of the river where all the organic and inorganic loads from anthropogenic activities are deposited. The ICA-NSF quality index showed values classified as regular in the upper part of the river and poor for the middle and lower parts. This study recommends that proposals be made for management and management of water quality along the gradient of the Cutuchi River and thereby implement actions for maintenance, decontamination and recovery of the river banks.

Keywords: Water quality, sampling points, quality index, Cutuchi River, Latacunga.

INTRODUCCIÓN

El suministro natural de agua proviene de manantiales naturales a lo largo de la Cordillera de los Andes, en sus diferentes fuentes como agua de lluvia, ríos, lagos, mares y aguas subterráneas (Khilchevskyi y Karamushka, 2020). En Ecuador según datos del Programa de Naciones Unidas por el Medio Ambiente (PNUMA), el 81,1% del uso de agua de río, es para riego de tierras de cultivo. Además, Ecuador, presenta la gran ventaja de disponer de agua dulce para consumo humano de 22 500 m^3/hab/año, lo cual es superior a los 1000 m^3/hab/años considerados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y a los 1,700 m^3/hab/año por la PNUMA (SENAGUA, 2009; Soto y Reina, 2012).

Los ríos son una fuente de riqueza, proporcionando el agua esencial para el sustento y posterior desarrollo de las poblaciones humanas, haciendo que el suelo sea fértil para la producción de alimentos y facilitando la comunicación entre pueblos, ciudad y comunidades (Falkenmark, 2018). Sin embargo, la calidad del agua especialmente de los ríos se deteriora, principalmente debido a su uso como fuente de aguas residuales procedentes de centros urbanos, zonas industriales, actividades agrícolas y aguas residuales (Xiao *et al*., 2020).

La caracterización de la calidad del agua de un río consiste en determinar la extensión, el grado o la intensidad de la contaminación, que puede ser de origen físico, químico o biológico, y la capacidad del sistema para restablecer de forma natural las características o condiciones que tenía antes de la presencia del contaminante (Al-Ghouti *et al*., 2019). Los esfuerzos para identificar y utilizar oportunidades tecnológicas, socioeconómicas, ambientales y legales para encontrar soluciones a los problemas causados por la degradación y el mal uso del agua deben ser una prioridad nacional.

Estudios realizados a nivel nacional e internacional referente a la calidad de agua de ríos demuestran que existen altos niveles en las concentraciones de fósforo, nitrógeno, plomo, cadmio, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y coliformes fecales, debido a las actividades de origen antropogénico tales como la agricultura, ganadería, así como también a las descargas de efluentes industriales y residuos sólidos, las cuales se encuentran asociadas con el desarrollo de las poblaciones en las zonas periféricas (Pernía *et al*., 2018; Yumbo *et al*., 2018; Pauta *et al*., 2019; Muñoz, 2020; Osorio-Ortega *et al*., 2021).

El río Cutuchi, está ubicado en la provincia de Cotopaxi, ciudad de Latacunga. Sus aguas provienen de los páramos del volcán Cotopaxi, donde en su recorrido de norte a sur, atraviesa poblaciones, industrias y centros poblados del cantón Latacunga. En su paso las aguas servidas desfogan en el río sin un tratamiento previo, continuando su recorrido por el cantón Salcedo hasta su conexión con el río Ambato (Tello *et al*., 2019). Este río abastece a agricultores de tres ciudades principales del Ecuador (Latacunga, Salcedo y Ambato), con un caudal de 4500 litros de agua por segundo, de los 11 000 litros en total, sin embargo, este causal riegan cerca de 7500 hectáreas de cultivo con agua contaminada, producto de desechos de todo tipo, botellas, heces fecales, envases de agroquímicos, entre otras, afectando la salud tanto de la población humana como de la biodiversidad asociada del rio (Tello *et al*., 2019). Es por ello, que es necesario acciones urgentes para determinar la calidad de agua del rio, con planes y proyectos de descontaminación por parte de los entes ministeriales del Ecuador.

Para la determinación de la calidad de agua, el índice de la Fundación Nacional de Saneamiento de los Estados Unidos Americanos (ICA-NFS), es uno de los más ampliamente utilizados a nivel mundial (Noori *et al*., 2019). El ICA-NSF es un índice público ya que ignora tanto el tipo de uso que se le dará al agua, como el o los métodos utilizados para determinar las características fisicoquímicas y biológicas. Presenta además una cualificación general del estado del agua y resulta un instrumento que permite identificar el deterioro o mejora de la calidad en un cuerpo de agua (Mladenović-Ranisavljević y Žerajić, 2018). Este índice utiliza nueve características, como variables de respuesta, que son: potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto, turbiedad, coliformes fecales (de forma cuantitativa), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), fósforo total, nitratos y sólidos suspendidos totales (Oliveira *et al*., 2019).

El río Cutuchi se encuentra en la actualidad en una situación crítica de contaminación que, en parte, se debe a la descarga de aguas residuales por parte de las poblaciones por las cuales el río transita, así como de diferentes industrias que de igual manera descargan efluentes al río. Esta contaminación genera graves inconvenientes a la población en general, debido a que el agua del río es utilizada para el riego de sembríos en zonas aledañas y hasta llega a ser utilizada para el consumo humano (Tello *et al*., 2019).

El presente artículo evaluó la calidad de agua en la cuenca hidrográfica del rio Cutuchi, por medio de análisis fisicoquímicos, microbiológicos y la aplicación del índice de calidad ICA-NSF, durante el periodo noviembre 2022 - abril 2023. Específicamente, se caracterizó la microcuenca del rio generando información sobre el límite de la cuenca, uso del suelo, y cobertura vegetal. Se analizaron las variaciones de los parámetros físicos-químicos y microbiológicos. Finalmente, se compararon las concentraciones obtenidas en las campañas de muestreo con la normativa ambiental vigente para la protección de fauna y flora acuática.

MATERIALES Y MÉTODOS

La caracterización del rio se llevó a cabo a lo largo del gradiente longitudinal abarcando las zonas altas, medias y bajas de la zona industrial hasta la confluencia con el río Ambato con un equipo de 5 personas para la toma de muestras, mediciones, utilización de instrumentos, fotografías. Los puntos de muestreo (PM) tomados cubren las zonas altas (PM1 y PM2), zona media (PM3) y zonas bajas (PM4 y PM5) del río Cutuchi (Gráfico 1).

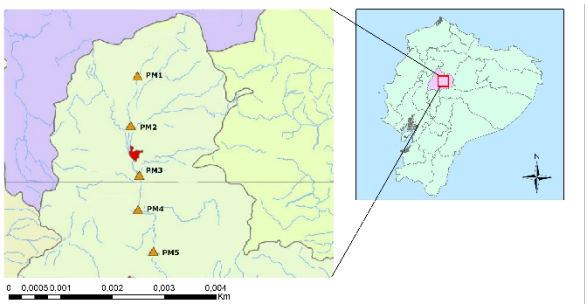


Gráfico 1. Puntos de muestro de la zona de estudio

El cálculo de la media de los análisis de agua fue mensual realizados en el periodo seco (noviembre 2022- enero 2023) y lluvioso (febrero – abril 2023), por punto de muestreo. En total, se consideraron cinco puntos de muestreo y en cada punto de muestreo se tomaron cuatro muestras de agua con una distancia de 500 m cada una, en la parte alta, media y baja, respectivamente.

Las muestras se tomaron de acuerdo con la metodología establecida por la Norma Técnica Ecuatoriana NTE-INEN 2226-2013 incluida en las normas oficiales para la toma y análisis de calidad de agua. La calidad del agua del río se determinó mediante variables fisicoquímicas y microbiológicas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Variables de estudio

Físicas	Químicas	Microbiológicas
Temperatura (°C)	pH	Coliformes (NMP/100 ml)
Turbiedad (NTU)	Nitratos (mg/l)	
SDT (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	
	DBO5 (mg/l)	
	Oxígeno disuelto mg O_2/l)	

Las variables físicas de temperatura se determinaron mediante el método de termómetro de mercurio, la turbiedad a través del método turbidimetría y SDT por medio de conductimetría. Las variables químicas de pH, nitratos, fosfatos, DBO5 y oxígeno disuelto se determinaron por medio de potenciometría, espectrofotométrico, método de Winkler (Strickland y Parsons, 1968) y HRDO (Fecteau *et al*., 2022). La variable microbiológica de coliformes se determinó a través del número más probable (NMP).

Por otro lado, el Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento de los Estados Unidos Americanos (ICA-NFS) es un índice público ya que ignora tanto el tipo de uso que se le da al agua, como el o los métodos utilizados para determinar las características fisicoquímicas y biológicas. Presenta además una cualificación general del estado del agua y resulta un instrumento que permite identificar el deterioro o mejora de la calidad en un cuerpo de agua (Aguirre *et al*., 2016).

Utiliza una suma lineal ponderada de los efectos de las variables de respuesta y expresa los resultados en forma de números enteros en una escala de 0 a 100, donde los valores entre 0 y 25 representan una calidad muy mala, valores entre 25 y 50 representan una calidad mala, valores entre 50 y 70 representan una calidad buena, valores entre 70 y 90 representan una calidad buena y valores entre 90 y 100 representan una calidad muy buena (Coello *et al*., 2013).

El ICA-NSF se calculó en base a los resultados obtenidos de los análisis de cada uno de los parámetros analizados a los cuales se les asignó un peso relativo (*Wi*) entre 0 a 1 de tal manera que la sumatoria de todos los parámetros sea igual a 1. Se empleó la ecuación propuesta por Brown (1970) como sigue:

$$ICA = \sum_{i=1}^{9} (Sub_i * w_i)$$

Donde, ICA es el Índice de calidad, Sub_i son los subíndices de la variable o parámetro i, w_i es el peso relativo asignado a cada parámetro (Sub_i). Los pesos asignados a cada parámetro se muestran en el cuadro 2.

Cuadro 2. Pesos relativos de los parámetros del ICA

i	Sub_i	Microbiológicas
1	Temperatura	0,10
2	Turbiedad	0,08
3	SDT	0,08
4	Nitratos	0,10
5	Fosfatos	0,10
6	pH	0,12
7	DBO5	0,10
8	Oxígeno disuelto	0,17
9	Coliformes	0,15

Fuente: (Gil *et al*., 2018)

Para cada parámetro existe una curva de modelado la cual correlaciona la concentración de cada variable con la calidad de esta. En base al resultado obtenido del análisis del parámetro (i) se obtiene el valor del subíndice Sub_i. Una vez obtenido los subíndices para cada parámetro se multiplica el peso asignado para el correspondiente subíndice y se realiza la sumatoria para obtener un valor general entre 0 a 100 que indica la calificación del ICA-NSF la cual se clasifican de acuerdo con las siguientes categorías propuestas por Brown (1970).

Cuadro 3. Clasificación del ICA

Calidad del ICA	Color	Rango
Excelente	Azul	91-100
Buena	Verde	71-90
Regular	Amarilla	51-70
Mala	Café	26-50
Pésima	Gris	0- 25

Fuente: (Chang, 2009)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del río Cutuchi

En el cuadro 4 se describen las características morfométricas del río Cutuchi.

Cuadro 4. Características morfométricas de la cuenca del río Cutuchi

Características morfométricas	
Área	219,20 km^2
Perímetro	74,53 km
Longitud de la cuenca	20,45 km
Longitud del cauce principal (río Cutuchi)	22.27 km
Factor de forma (Horton Kf)	0,52
Coeficiente de compacidad Kc	1,16
Longitud de los cauces de orden uno	54,05 km
Densidad de drenaje	0,42 km/km^2
Pendiente media de la cuenca	4,26%
Pendiente promedio del cauce	3,63%

Fuente: (Carrera-Molina *et al*., 2017)

El factor de forma Kf de 0,52 representa una forma "ligeramente ensanchada". Según Caicedo *et al*. (2021), los ríos con un factor de forma menores a 0., son más propenso a inundaciones que una estructura con un factor de forma más cercanos a 1. Con un coeficiente de compacidad Kc de 1,16, el río presenta una forma redonda a oval redonda. Un valor de Kc cercano a la unidad indica una tendencia a concentrar fuertes volúmenes de aguas de escurrimiento, siendo más acentuado cuanto más cercano a uno sea, es decir, con mayor concentración de agua. Acorde a Méndez-Gutiérrez *et al*., (2021) valores de densidad de drenaje próximos a 0,5 km/km^2 indican eficiencia de la red de drenaje, por lo que el valor de 0,42 km/km^2 representan un adecuado drenaje de la cuenca del río Cutuchi. La pendiente promedio de la cuenca y del cauce fueron de 4,26% y 3,63%, respectivamente por lo que indican que no se encuentra fuertemente accidentado dada la ausencia de sistemas montañosos alrededor en la totalidad de la cuenca.

El 100% de las inmediaciones de la cuenca del río Cutuchi se encuentra cubierto por áreas vegetales divididas en bosques, cultivos y pastizales. La cobertura vegetal da cuenta de la oferta hídrica y del movimiento del agua de la cuenca. Por otro lado, el uso de suelo se lo destina principalmente para cultivos de ciclo corto, pastos cultivados para la ganadería, cuerpos de agua, vegetación arbustiva y herbácea y zona antrópica. Debido a las actividades agrícolas las aguas del río Cutuchi se encuentran contaminadas especialmente en la zona baja debido al continuo uso de agroquímicos. En el cuadro 5, se describe el uso de suelo de la cuenca del río Cutuchi.

Cuadro 5. Uso y ocupación de suelo de la cuenca del río Cutuchi

Categoría	ıperficie (Ha)	ırcentaje (%)
Bosque	18636,09	4,35
ıerpos de agua	951,12	0,22
Otras tierras	15632,76	3,65
gropecuaria (pastos)	216801,95	50,65
tación arbustiva y herbácea	170784,77	39,90
ona antrópica	5203,44	1,22

Fuente: (Zapata, 2022)

Variaciones de parámetros físicos-químicos y microbiológicos

Parámetros físicos de temperatura, turbiedad y sólidos disueltos totales

En el gráfico 2a, se visualiza la variación de temperatura en los distintos puntos de monitoreo que obedece a la altitud de cada punto y hora de recolección de cada muestra. La cantidad de oxígeno que el agua puede contener cambia con la temperatura. El aumento de las temperaturas en los distintos puntos puede ser el resultado de las descargas de agua caliente de las instalaciones industriales cercanas, en particular de agua de refrigeración. Debido a que no hay demasiados árboles a lo largo de la orilla del río, no se presenta sombras por lo que el agua aumenta su temperatura.

En el gráfico 2b, se nota que existe mayor turbiedad en los puntos de muestreo 4 y 5 que representan las zonas bajas del río Cutuchi, recibiendo todas las descargas de las actividades productivas. En diciembre 2022 y enero 2023 fueron los meses donde se registraron mayor turbiedad con valores máximos de 208,26 NTU y 221,96 NTU, respectivamente, debido a un incremento del caudal, provocando el arrastre de partículas sólidas, producto de altas precipitaciones. Por el contrario, en las partes altas

del río se registra menor turbiedad alcanzando valores por debajo de los 80 NTU con un valor mínimo de 7,4 NTU en el mes de marzo. Esto obedece a que en las zonas altas del río no se tienen actividades humanas las cuales se incrementan en las zonas medias y bajas del cauce.

En el gráfico 2c, se observa el incremento de sólidos totales disueltos (STD), desde el PM1 ubicado en la parte alta del río al PM5 ubicado en la zona baja. Existe una mayor concentración de este parámetro en los meses de noviembre 2022 y marzo 2023 llegando a valores de 969,24 mg/l y 997,51 mg/l de TDS, respectivamente. Sin embargo, estos valores máximos se encuentran dentro de la escala normal para agua de riego acorde a TULSMA (0 – 2000 mg/l).

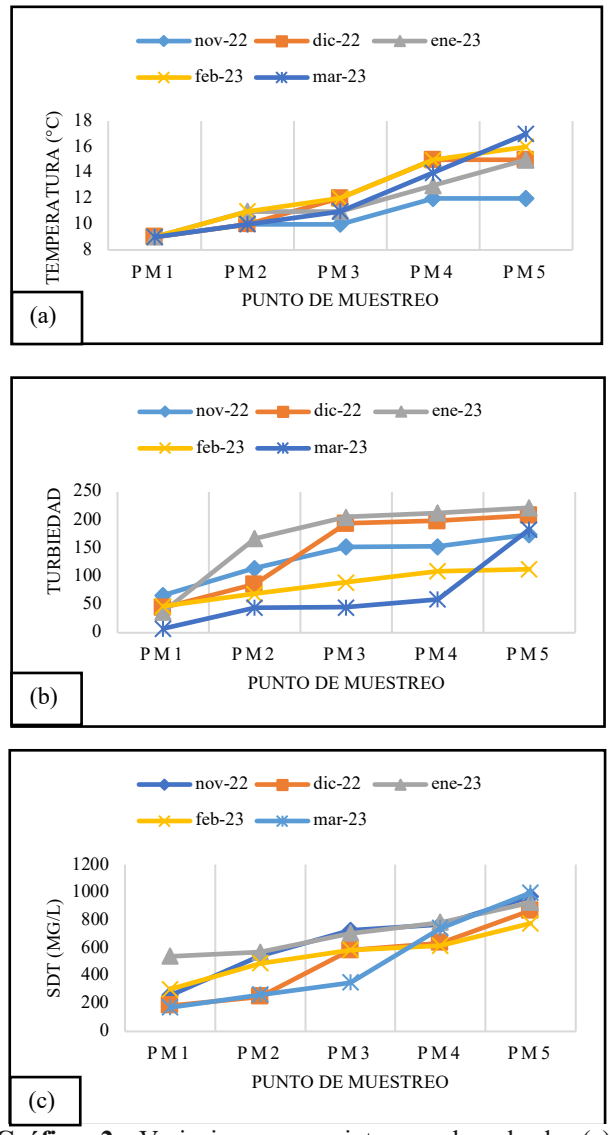


Gráfico 2. Variaciones espaciotemporales de la (a) temperatura (°C), (b) turbiedad y (c) SDT medidos en el río Cutuchi.

Parámetros químicos de pH, nitrato y DBO5, oxígeno disuelto, fosfato

En el gráfico 3a, se visualiza la variación de pH en los distintos puntos de monitoreo los cuales oscilan entre 7,2 a 7,8. Aunque el pH en todos los puntos de muestreo a lo largo del periodo de estudio se mostró neutro, se registró en el mes de marzo el mayor índice de pH con 7,7 en el PM5 a comparación de los otros meses y de los demás puntos de muestreo. Esto puede deberse a las variaciones de los regímenes de lluvia y la época de transmisión de temporadas. Valores entre 6,5 a 8,5 son los límites permisibles para que se pueda permitir el desarrollo de procesos biológicos y preservación de vida acuática.

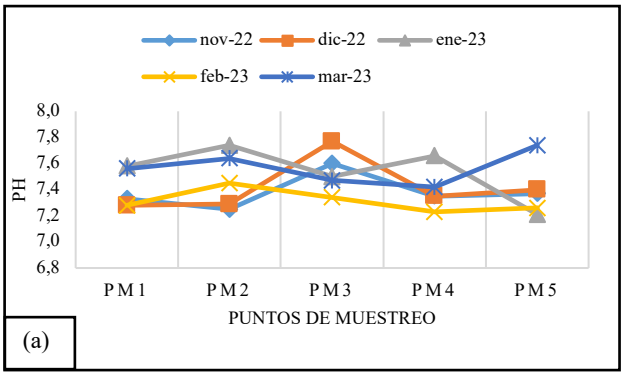
En el gráfico 3b se evidencia que existe una mayor concentración de nitratos en los puntos de muestreo 4 y 5. Estas concentraciones son mayores en los meses de febrero y marzo 2023, con valores de 4,6 y 5,4 mg/l, respectivamente. Acorde a Alfaro-Sandí *et al.*, (2021), enfatizan que una alta concentración de nitratos (sobre los 10 mg/l) en los cuerpos superficiales obedece a posibles actividades de origen antropogénico tales como el uso de agroquímicos, fertilizantes, o estiércoles de animales que hace que aumenten las concentraciones en las partes bajas del río. Sin embargo, en el presente caso las concentraciones se mantienen dentro del rango permisible según TULSMA (0-13 mg/l).

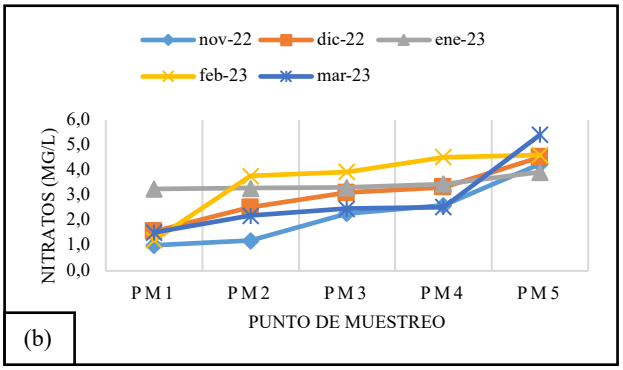
Durante los meses de febrero y marzo 2023 se registró mayores concentraciones de DBO5 con 60,3 mg/l y 58,5 mg/l, respectivamente (Gráfico 3c). Esto puede obedecer al aporte de materia orgánica de origen animal en los cuerpos hídricos que aumentan en las zonas bajas del río. Castillo y Chimbo (2021) enfatizan que los aportes de aguas residuales domésticas también contribuyen a que aumenten las concentraciones de DBO5. Un contenido por sobre los 20 mg/l puede afectar al oxigeno disponible para la flora y fauna acuática ya que favorece el crecimiento de hongos y bacterias. Las concentraciones de DBO5 del río Cutuchi sobrepasa el límite permisible (0-20 mg/l) con un rango entre 27,5 mg/l a 38,4 mg/l.

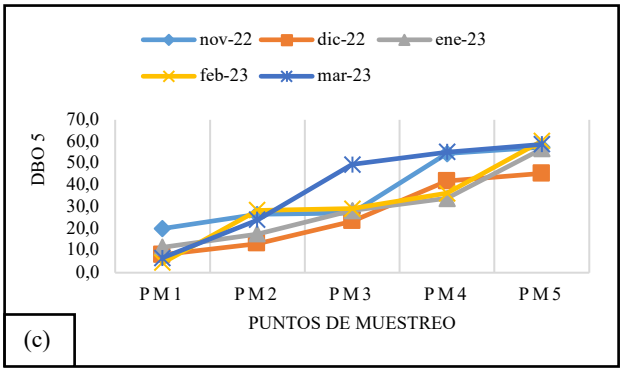
Por otro lado, las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) estuvieron en un rango entre 75 a 95% con un promedio general de 85%. Se registró un valor máximo de 93,8% en el mes de diciembre 2022 y 93,1% en marzo 2023 (Gráfico 3d). Intriago y Quiroz (2021) señalan que valores por debajo del 80% obedecen a vestigios causado por vertimientos con carga orgánica animal y aumentos de temperatura ambiental lo que a su vez aumenta la solubilidad de las sales y es perjudicial para la vida acuática.

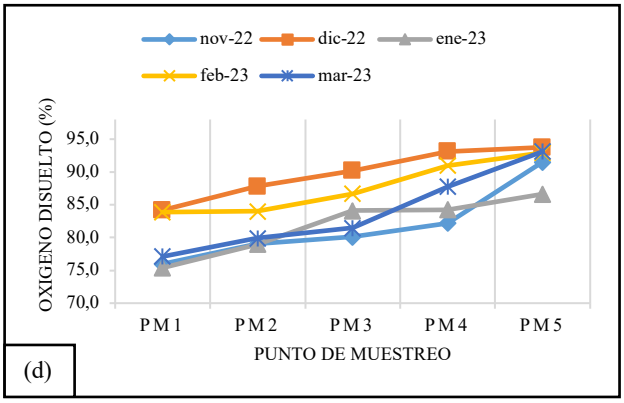
Finalmente, la concentración de fosfatos en la parte alta del río mostró un promedio de 0,80 mg/l a lo largo del periodo de estudio, en las partes medias de 2,0 mg/l y en

las partes bajas de 3,0 mg/l (Gráfico 3e). A mayor concentración de fosfatos responde a mayores actividades antropogénicas (ganadería, industrial) por acción de escorrentía llega a los cuerpos superficiales.









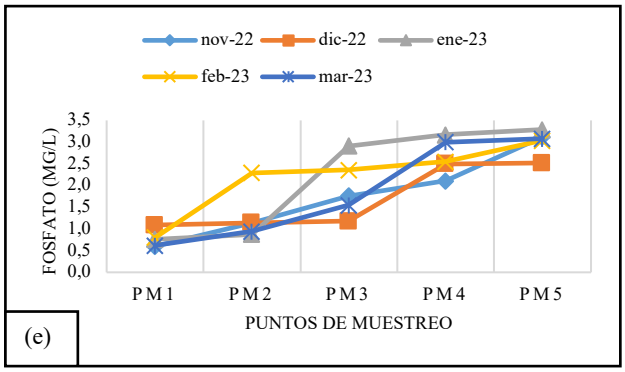


Gráfico 3. Variaciones espaciotemporales de (a) pH, (b) nitratos, (c) DBO5, (d) oxígeno disuelto y (e) fosfatos.

Parámetro microbiológico de coliformes fecales

En el gráfico 4, se aprecia el aumento de concentraciones de coliformes fecales desde las partes altas del río hacía sus partes bajas. El rango de coliformes fecales estuvieron entre 38 NMP a 2350 NMP. Las variaciones se explican a las actividades principalmente ganaderas en los alrededores de la cuenca del río y a la falta de redes de alcantarillado. En contraste en las zonas altas del río existe bajas concentraciones de coliformes fecales debido a la predominancia de bosques y vegetación arbustiva y herbácea. Valores entre 0 a 1000 NMP/100 ml son los máximos permisibles para que sea apto para riego agrícola, sin embargo, para este parámetro, no se cumple el criterio de calidad de agua.

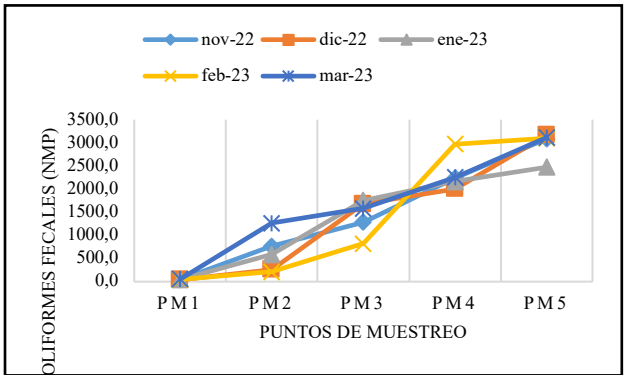


Gráfico 4. Variaciones espaciotemporales de coliformes fecales (NMP) en el río Cutuchi

Comparación de las concentraciones con la legislación vigente

Con base a la legislación ambiental acerca de la gestión integrada de recursos hídricos para prevenir el impacto del ambiente por contaminación de cuerpos de agua, se realizó la comparativa de los análisis de laboratorios de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los cinco puntos de muestreo, con los límites permisibles de

exposición para la protección de fauna y flora acuática, así como para uso y consumo doméstico.

Los valores máximos permisibles para turbiedad es 100 (NTU), para SDT es de 1000 (mg/l), pH (6,5 – 8,5), nitratos (10 mg/l), DBO5 (20 mg/l), coliformes (1000 NMP/100 ml). En el cuadro 6, se presentan los valores (media aritmética) de cada parámetro por cada punto de muestreo a lo largo del periodo de estudio.

Cuadro 6. Puntos de muestreo fuera de los límites permisibles (negrita) para protección de diversidad de agua dulce (Los valores representan la media aritmética a lo largo del periodo de estudio (Nov 2022 a Abr 2023)

Parámetro	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5
Turbiedad	40,6	96,3	**137,5**	**146,7**	**180,2**
SDT	291,6	423,0	590,2	709,6	908,1
pH	7,4	7,5	7,5	7,4	7,4
Nitratos	1,7	2,6	3,0	3,3	4,5
DBO5	10,3	**22,1**	**31,7**	**44,4**	**55,7**
Coliformes	44,8	620,3	**1424,6**	**2327,0**	**3115,5**

Se evidencia que las concentraciones de SDT, pH y nitratos en todos los puntos de muestreo a lo largo del gradiente del río Cutuchi en el periodo de estudio analizado se encuentran dentro del rango normal permisible para la protección de la fauna y flora acuática de agua dulce. Sin embargo, las concentraciones de turbiedad, DBO5 y coliformes fecales se encuentran fuera del rango permisible, especialmente a partir del punto de muestro 3 hacia el 5; es decir, en las zonas medias a bajas del río Cutuchi. Para un análisis más representativo se evaluó el promedio del ICA-NSF en cada uno de los puntos de muestreo comparadas entre si durante toda la campaña de muestreo.

Cuadro 7. Promedio del ICA-NSF para los puntos de muestreo

Punto de muestreo	ICA-NSF promedio	clasificación NSF
PM1	61,0	Regular
PM2	48,9	Mala
PM3	42,3	Mala
PM4	46,8	Mala
PM5	46,2	Mala

El índice de calidad ICA-NSF presentó valores catalogados como regular en el PM1 con un valor promedio de 61,0 y mala para los puntos de muestreo restantes, con valores en entre 42,3 a 48,9.

CONCLUSIONES

La caracterización del río Cutuchi en su sector industrial en la parte norte del cantón Latacunga dio a conocer que presenta una forma ligeramente ensanchada, redonda a oval redonda y que debido a ello tiene una tendencia a concentrar fuertes volúmenes de aguas de escurrimiento y no está propenso a inundaciones. Por otro lado, el sistema de drenaje que posee es catalogado como adecuado presentando un moderado grado de infiltración y debido a su pendiente baja es apta para vegetación arbustiva/herbácea y tierras agropecuarias (pastos principalmente). En la comparativa de los análisis de las muestras con la legislación ambiental vigente (TULSMA) se dio a relucir el incumplimiento durante toda la campaña de muestreo para los puntos de muestreo 3, 4 y 5 especialmente para los parámetros de turbiedad, DBO5 y coliformes, los cuales mostraron valores máximos promedios de 180,2 NTU, 55,7 mg/l y 3115,5 NMP/100 ml, respectivamente. Esto obedeció a la presencia de altas precipitaciones particularmente en los meses de febrero y marzo del 2023, que fue arrastrando material orgánico de las actividades productivas agropecuarias e industriales que a medida que avanza aguas abajo se evidencia una menor calidad de agua. El índice de calidad ICA-NSF mostró valores catalogados como regular en la parte alta del río y mala para los demás puntos de muestreo. Estos índices dan cuenta de que el agua del río Cutuchi no cumple con los criterios de calidad para conservación de la diversidad de fauna y flora acuática ni tampoco para riego o consumo humano. Especialmente en la parte media y baja del río.

Este estudio recomienda urgentemente que se realicen propuestas de manejo y gestión de la calidad del agua a lo largo del gradiente del río Cutuchi y con ello poner en marcha acciones de mantenimiento, descontaminación y recuperación de las riberas del río. Finalmente, se insta a realizar proyectos de intervención en este recurso hídrico y trabajar mancomunadamente con los Gobiernos Parroquiales y Municipales a fin de mantener y restaurar las distintas zonas del río, realizando monitoreos y análisis fisicoquímicas y microbiológicas frecuentes con el apoyo y financiamiento local o internacional.

LITERATURA CITADA

Aguirre, M. R., Vanegas, E. A., García, N. 2016. Aplicación del Índice de Calidad del Agua (ICA). Caso de estudio: Lago de Izabal, Guatemala. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias. 25(2):39-43.

Alfaro-Sandí, J., Piedra-Marín, G., Saravia-Arguedas, A., Piedra-Castro, L. 2021. Evaluación de los parámetros físicos y químicos del agua de mar en los alrededores de la Isla Uvita, Limón, Costa Rica. Revista Tecnología en Marcha. 34(2): 88-95. DOI: https://doi.org/10.18845/tm.v34i2.4985

Al-Ghouti, M. A., Al-Kaabi, M. A., Ashfaq, M. Y., Da'na, D. A. 2019. Produced water characteristics, treatment, and reuse: A review. Journal of Water Process Engineering. 28: 222-239. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.001.

Brown, R. (1970). A water quality index – Do we dare?, Water Sewage Works 11, 339-343.

Caicedo, M. D., Cabrera, E., Zambrano, X. A., Rodríguez, M. E., Intriago, P. E. 2021. Estudio de características morfológicas de la cuenca "Cañitas" y su relación con el riesgo de inundaciones repentinas. Dilemas contemporáneos: educación, política y valores. 8(SPE2). DOI: https://doi.org/10.46377/dilemas.v8i.2605

Carrera-Molina, D., Parra, G., Marín, K., Herrera, R. 2017. Determinación y cálculo del volumen de agua producido por la sub-cuenca del rio Cutuchi del Cantón Latacunga mediante Teledetección. UTCiencia. 3(2):144-153.

Castillo, J. G., Chimbo, J. E. 2021. Eficiencia en la remoción de materia orgánica mediante lombrifiltros (*Eisenia foetida*) en aguas residuales domésticas para zonas rurales. Enfoque UTE. 12(2): 80-99. DOI: https://doi.org/10.29019/enfoqueute.746

Chang, J.V. 2009. Índices de calidad del agua—Ica. Tesis. Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar. ESPOL. Guayaquil. EC. p 89.

Coello, J., Ormaza, R., Déley, Á., Recalde, C., Ríos, A. 2013. Aplicación del ICA-NSF para determinar la calidad del agua de los ríos Ozogoche, Pichahuiña y Pomacocho-Parque Nacional Sangay-Ecuador. Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas. 16(31): 1-10. DOI: https://doi.org/10.15381/iigeo.v16i31.11281

Falkenmark, M. 2018. Shift in Water Thinking Crucial for Sub-Saharan Africa's Future. En A. K. Biswas, C. Tortajada, & P. Rohner (Eds.), Assessing Global Water Megatrends (pp. 147-177). Springer. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-10-6695-5_9

Fecteau, K. M., Boyd, E. S., Lindsay, M. R., Amenabar, M. J., Robinson, K. J., Debes II, R. V., Shock, E. L. 2022. Cyanobacteria and Algae Meet at the Limits of Their Habitat Ranges in Moderately Acidic Hot Springs. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 127(1): e2021JG006446. DOI: https://doi.org/10.1029/2021JG006446

Gil, J. A., Vizcaino, C. del V., Montaño, N. J. 2018. Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. Anales Científicos. 79(1): 111-119.

Intriago, J. B., Quiroz, L. S. 2021. Calidad del agua de la cuenca media del río Portoviejo. Estrategias para mitigar la contaminación. Polo del Conocimiento: Revista científico – profesional. 6(6): 1172-1195.

Khilchevskyi, V., Karamushka, V. 2020. Global Water Resources: Distribution and Demand. En W. Leal Filho, A. M. Azul, L. Brandli, A. Lange Salvia, & T. Wall (Eds.), Clean Water and Sanitation (pp. 1-11). Springer International Publishing. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-70061-8_101-1

Mladenović-Ranisavljević, I. I., Žerajić, S. A. 2018. Comparison of different models of water quality index in the assessment of surface water quality. International Journal of Environmental Science and Technology. 15(3): 665-674. DOI: https://doi.org/10.1007/s13762-017-1426-8

Méndez-Gutiérrez, A. G., Corral-Rivas, S., Nájera-Luna, J. A., Cruz-Cobos, F., Pompa-García, M. 2021. Análisis morfométrico de la cuenca El Salto, Durango, México. Terra Latinoamericana. 39. https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.641

Muñoz, H. A. C. 2020. Análisis de los parámetros de calidad del agua del efluente del río muerto para su posible reutilización del Cantón Manta, Ecuador. Polo del Conocimiento: Revista científico - profesional, *5*(2):579-604.

Noori, R., Berndtsson, R., Hosseinzadeh, M., Adamowski, J. F., Abyaneh, M. R. 2019. A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. Environmental Pollution. 244: 575-587. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.076

Oliveira, M. D. de, Rezende, O. L. T. de, Fonseca, J. F. R. de, Libânio, M. 2019. Evaluating the surface Water quality index fuzzy and its influence on water treatment. Journal of Water Process Engineering. 32: 100890. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100890

Osorio-Ortega, M. A., García-González, J., Saquicela-Rojas, R. A., Cadme, M. L. 2021. Determinación del índice de calidad del agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. Ingeniería del agua, 25(2), 115-126. DOI: https://doi.org/10.4995/ia.2021.13921

Pauta, G., Velazco, M., Gutierrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. 2019. Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, *10*(2), 76-88.

Pernía, B., Mero, M., Cornejo, X., Ramírez, N., Ramírez, L., Bravo, K., López, D., Muñoz, J., Zambrano, J. 2018. Determinación de cadmio y plomo en agua, sedimento y organismos bioindicadores en el Estero Salado, Ecuador. Enfoque UTE. 9(2): 89-105. DOI: https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n2.246

SENAGUA. 2009. Informe de rendición de cuentas. Quito-Ecuador. 10-19 p. Secretaría Nacional del Agua.

Soto, C., Reina, E. 2012. Análisis de la calidad del agua en la subcuenca del río Coca. Estudio técnico: DNCA – DHN – 12 – 01. Coca, Ecuador: Secretaría Nacional del Agua.

Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1968. Determination of reactive nitrite, in: A Practical Handbook of Seawater Analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 167: 71–75.

Tello, L. L. G., Trinchet, K. C., Arias, J. P. S., García, M. B. 2019. Enfoque Bioético en la gestión de las políticas ambientales para la conservación del río Cutuchi, Cotopaxi, Ecuador. Revista Científica Agroecosistemas. 7(1): 146-153. DOI: https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/article/view/259.

Xiao, L., Zhang, Q., Niu, C., Wang, H. 2020. Spatiotemporal Patterns in River Water Quality and Pollution Source Apportionment in the Arid Beichuan River Basin of Northwestern China Using Positive Matrix Factorization Receptor Modeling Techniques. International Journal of Environmental Research and Public Health. 17(14): 5015. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph17145015.

Yumbo, K., Ileer, V., Espinoza, W., Campos, D., Castro, R., & Chirinos, D. 2018. Determinación de la Calidad de Aguas Mediante Indicadores Biológicos y Fisicoquímicos en el Río Paján, Manabí, Ecuador. *INVESTIGATIO*, *10*, 32-40. DOI: https://doi.org/10.31095/irr.v0i10.184

REVISTA ESPAMCIENCIA
para el agro

EVALUACIÓN DEL AGUA POTABLE DISTRIBUIDA DESDE LOS PUNTOS DE BOMBEO DE LA ZONA CENTRAL DE MANABÍ

EVALUATION OF THE DRINKING WATER DISTRIBUTED FROM THE PUMPING POINTS OF THE CENTRAL AREA OF MANABÍ

Jordy Fabricio Delgado Cedeño, Kaina Hurtado Cabezas, Rosa Alexandra Córdova Mosquera, Ramón E. Cevallos- Cedeño

Universidad técnica de Manabí. Carrera de Ingeniería Química de la Facultad de Ciencias Matemáticas, físicas y químicas (FCMFQ). Av. Urbina y Che Guevara. Portoviejo; Código postal 130105.

Email: churtado4021@utm.edu.ec ; jdelgado9581@utm.edu.ec

Información del artículo

Tipo de artículo:
Artículo original

Recibido:
24/08/2023

Aceptado:
15/12/2023

Licencia:
CC BY-NC-SA 4.0

Revista ESPAMCIENCIA
14(2):124-133

DOI:
https://doi.org/10.51260/revista_espamciencia.v14i2.413

Resumen

El estudio se centró en evaluar la calidad del agua potable en la zona central de Manabí, analizando parámetros fisicoquímicos y microbiológicos según el INEN 1108. Se analizaron muestras por triplicado de estaciones de bombeo (A, B, C y D). Los resultados mostraron conformidad con la normativa en color, turbidez, pH, y la ausencia de metales pesados y parásitos como Giardia y Cryptosporidium. Sin embargo, se observó una elevada correlación de coliformes fecales entre los Puntos A y B, y niveles de nitratos cercanos al límite permitido. En conclusión, aunque el agua cumple en su mayoría con la normativa, ciertas inconsistencias podrían indicar contaminación potencial que afecte la salud de la población.

Palabras clave: Agua potable, parámetros, físico químicos. biológicos.

Abstract

The study focused on evaluating the quality of drinking water in the central area of Manabí, analyzing physicochemical and microbiological parameters according to INEN 1108. Samples were analyzed in triplicate from pumping stations (A, B, C and D). The results showed compliance with the regulations in color, turbidity, pH, and the absence of heavy metals and parasites such as Giardia and Cryptosporidium. However, a high correlation of fecal coliforms was observed between Points A and B, and nitrate levels close to the permitted limit. In conclusion, although the water mostly complies with regulations, certain inconsistencies could indicate potential contamination that affects the health of the population.

Keywords: Drinking water, parameters, physical chemicals. Biological.

INTRODUCCIÓN

El agua, es una necesidad básica que se requiere para el correcto funcionamiento del cuerpo humano y para muchas actividades, especialmente en los hogares (Ondieki *et al.,* 2021). Las condiciones óptimas del agua hacen referencia al cumplimiento de los indicadores de calidad para ser considerada agua potable; es decir, debe pasar un proceso de tratamiento óptimo con la finalidad de disminuir el riesgo en la salud de las personas (Pazmiño, 2021).

La contaminación microbiológica es responsable del 90% de las intoxicaciones transmitidas por el agua; en esto los principales microorganismos que se transmiten engloban bacterias tales como: *Escherichia coli, Salmonella spp., Shigella spp., Vibrio cholerae*. etc. Olaya (2019) manifiesta que el consumo de agua contaminada con bacterias, virus o parásitos son las causantes de enfermedades gastrointestinales, este riesgo aumenta en época de verano, la gastroenteritis es una de las afecciones con mayor porcentaje de incidencia en personas adultas de 20 a 40 años y los adultos mayores, esta enfermedad consiste en el aumento excesivo del número de

deposiciones; no obstante, no es la única enfermedad producida por el agua, también existe la parasitosis intestinal y la amebiasis (Pazmiño, 2021). Asimismo, el agua no potable ha sido identificada como un desafío global, ya que está asociada con enfermedades y con intoxicación química cuando se encuentra contaminada (Ondieki *et al.,* 2021). Además, se ha demostrado que la exposición a contaminantes en el agua potable aumenta el gasto en servicios de atención médica debido a sus efectos nocivos en la salud humana (Alzahrani *et al.,* 2020).

Para abordar los desafíos relacionados con los recursos hídricos, los modelos predictivos de calidad del agua y las plataformas de alerta temprana se han establecido como herramientas esenciales para garantizar la seguridad hídrica (Ding *et al.,* 2021). El monitoreo del agua potable es fundamental para asegurar el desarrollo sostenible en nuestra era. Aunque históricamente se han utilizado análisis de agua potable para validar su calidad y seguridad, estudios recientes sugieren que este monitoreo puede resultar insuficiente o reaccionar con lentitud (Van den Berg *et al.,* 2019).

El control del agua potable se vuelve cada vez más complejo a medida que aumentan los sistemas de distribución y, es necesario evaluar estos para identificar y responder ante la posible contaminación del agua (Delpla *et al.,* 2020). En consecuencia, el análisis de la calidad del agua potable y su comparación con las normas proporciona información útil sobre el estado del suministro de agua y la protección de la salud de los consumidores (Radfard *et al.,* 2018).

En Latinoamérica, específicamente en Colombia, se evaluó el índice de riesgo de la calidad de agua para consumo humano en 122 acueductos y se determinó que el 77% tuvo un riesgo alto de contaminación en el agua por medio de la evaluación IRCA que analizaron las variables de color, turbiedad, pH y cloro residual, estableciendo el no consumo de agua a los habitantes (Celis *et al.,* 2018). De igual manera, en Perú se identificó que el 25% de las muestras de la Estancia Lurín en Lima, tuvieron coliformes totales además de que el nivel de cloro residual era deficiente (Epitia, 2019). En contraste, en Bolivia se realizó un estudio en el que se determinó que el 71% del agua potable de las ciudades analizadas fue segura de acuerdo a las recomendaciones de seguridad microbiana de la Organización Mundial de la Salud, aunque el 29% superan estos rangos y por ello surge la necesidad de intervenir en los sistemas de distribución de agua potable (Rocha-Melogno *et al.,* 2019).

En Ecuador, los datos procesados en un estudio de la calidad de agua potable en la ciudad de Azogues, revelaron que el 100% de las muestras se consideran agua de excelente calidad (García-Ávila *et al.,* 2018). No obstante, de acuerdo al estudio de Arellano y Lindao (2019), se identificó que las ciudades pequeñas y medianas poseen mejor calidad de agua que las ciudades como grandes como Riobamba o Ventanas. En adición, en un estudio realizado en la provincia de Manabí, se identificó que las comunidades Balsa en Medio y Severino están expuestas a riesgos sanitarios debido a la contaminación biológica (Lucas y Carreño, 2018).

En Manabí, Quiroz *et al.* (2018) determinaron que el agua del río Portoviejo es de mala calidad, lo que implica altos costos de tratamiento. Adicionalmente, Intriago y Quiroz (2021) indican que la cuenca del río Portoviejo tiene una calificación de calidad de agua que oscila entre media y mala según el índice de la National Sanitation Foundation (NSF) Internacional. Esta situación se debe a los vertidos clandestinos de aguas residuales en el río.

A pesar de las investigaciones previamente mencionadas y del interés de realizar estos monitoreos por el bienestar público, en la provincia de Manabí no se han planteado estudios directamente en el agua de uso humano. En consecuencia, surge la necesidad de evaluar la calidad del agua potable distribuida desde los puntos de bombeo en una zona de la provincia de Manabí y comparar estos resultados con las normativas nacionales.

Se plantea como objetivo caracterizar los parámetros físicos, químicos y microbiológicos establecidos en la Norma INEN para el análisis de la calidad del agua potable de los puntos de bombeo pertenecientes a la zona central de la provincia de Manabí.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue de tipo descriptivo dado que se describe la calidad de agua potable distribuida desde los puntos de bombeo en una zona de la provincia de Manabí debido a su importancia en la salud de los pobladores.

En cada uno de los puntos de bombeo se recolectó las muestras considerando tres réplicas según la Norma Técnica Ecuatoriana. El Instituto Ecuatoriano de Normalización (NTE INEN) 1108:2020.

La norma mencionada, indica los requisitos para evaluar el agua potable destinada al consumo humano que se describen en la Cuadro 1 (INEN, 2020). Posteriormente, se emplearon los Métodos Normalizados para el Agua Potable y Residual (Standard Methods) como sugiere la documentación nacional. Para la cuantificación de estos parámetros, se utilizaron métodos estadísticos tales como media, desviación estándar, coeficiente de variación con el sistema SPSS Statistics 26.

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para el agua potable

Parámetro	Unidad	Límite máximo permitido	Equipo utilizado	Marca	Modelo	Normativa utilizada
Color aparente	Pt-Co	15	Espectrofotómetro HACH DR 5000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 970
Turbiedad o turbidez	NTU	5	Turbidímetro LaMotte 2020Wi	Hach	2100Q	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 971
pH	Unidades de pH	6,5-8,0	Multiparámetro calibrado	Hanna	HI98194	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 973
Arsénico	mg/L	0,01	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 980
Cadmio	mg/L	0,003	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 982
Cloro libre residual	mg/L	0,3-1,5	Colorímetro digital HANNAN H1701	Hannan	H1701	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 976
Cobre	mg/L	2,0	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 984
Cromo	mg/L	0,05	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 983
Fluoruro	mg/L	1,5	Espectrofotómetro HACH DR 5000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 985
Mercurio	mg/L	0,006	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 985
Nitratos	mg/L	50,0	Espectrofotómetro UV-Vis GENESIS™ 180	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 979
Nitritos	mg/L	3,0	Espectrofotómetro UV-Vis GENESIS™ 180	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 979
Plomo	mg/L	0,01	Espectrofotómetro Thermo Icap 6000	Persee	T6U-UV-VIS	Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 979
Coliformes fecales	Número/100 mL	Ausencia	Filtrado con membrana ColiBlue24	Cimarec 2	Termolyne	ISO 7875-1
Cryptosporidium	Número de ooquistes/L	Ausencia	Filtrado con membrana	Cimarec 2	Termolyne	ISO 5667-8
Giardia sp	Número de quistes/L	Ausencia	Filtrado con membrana	Cimarec 2	Termolyne	ISO 7875-2

Fuente: Standard Methods (Baird *et al.,* 2017)

El tipo de envase empleado fueron botellas de vidrio color ámbar con capacidad de 1L previamente esterilizadas; cada botella se llenó del agua obtenida en los puntos de bombeo y se transportaron al laboratorio con un tiempo máximo de 60 minutos a una temperatura de 10 ºC. Para la toma de muestra, se aplicaron los procedimientos establecidos en la NTE INEN ISO 5667-3.

Para evaluar el color, se consideró el color aparente mediante la utilización del espectrofotómetro y los materiales disueltos en la suspensión de agua según los Standard Methods. Para medir la turbidez se utilizó un turbidímetro previamente calibrado verificando la intensidad de la luz dispersada por la suspensión. Para la toma de datos de pH, se empleó un multiparámetro calibrado previamente y se realizó el lavado de los electrodos con agua destilada.

En el análisis del cloro residual, se empleó un colorímetro digital previamente calibrado. Para determinar los fluoruros, se recurrió a un espectrofotómetro ajustado previamente en su longitud de detección. En el caso de los nitratos y nitritos, se usó un Espectrofotómetro UV-Vis, realizando igualmente el barrido para los nitritos. Con el propósito de determinar arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio y plomo, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica, calibrado con sus respectivas curvas según los Métodos Normalizados para el Agua Potable y Residual.

Finalmente, para el análisis de los coliformes totales se utilizó el método de filtrado con membrana y medio de cultivo m-ColiBlue24 para calcular la poblacional de colonias, de acuerdo al método 9222 de los Métodos Normalizados para evaluar la calidad sanitaria del agua. Asimismo, el análisis de Cryptosporidium y *Giardia sp* se realizó mediante la observación directa bajo el microscopio utilizando el método por concentración o técnica de Ritchie (centrifugación con formol-éter).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según los datos obtenidos en el cuadro 2 y gráfico 1, se puede mostrar que el análisis físico-químico de los puntos de bombeo evaluados, el agua potable cumple con el límite permitido con respecto al color que es 15 Pt-Co. Según el cuadro 3, la media obtenida de los resultados del color es de 13 Pt-Co. Una desviación estándar de 1,41 sugiere una dispersión moderada de los datos alrededor de esta media. El coeficiente de variación del 10,88% indica que la variabilidad relativa de los resultados es bastante baja. Esto sugiere que, aunque hay algunas diferencias en las mediciones de color entre los puntos de bombeo, estas diferencias son relativamente pequeñas y los valores son consistentes alrededor de la media.

Cuadro 2. Resultados del color de los puntos de bombeo

Puntos de bombeo	Pt-Co obtenido	Pt-Co Máximo
Punto A	14 Pt-Co	15 Pt-Co Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 970
Punto B	13 Pt-Co	
Punto C	11 Pt-Co	
Punto D	14 Pt-Co	
Puntos de bombeo	**NTU obtenido**	**NTU Máximo**
Punto A	1,80	NTU 5 Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 971
Punto B	1,80	
Punto C	2,04	
Punto D	2,44	
Puntos de bombeo	**pH obtenido**	**pH Máximo**
Punto A	7,72	6,5-8,0 Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 973
Punto B	7,72	
Punto C	7,66	
Punto D	7,70	

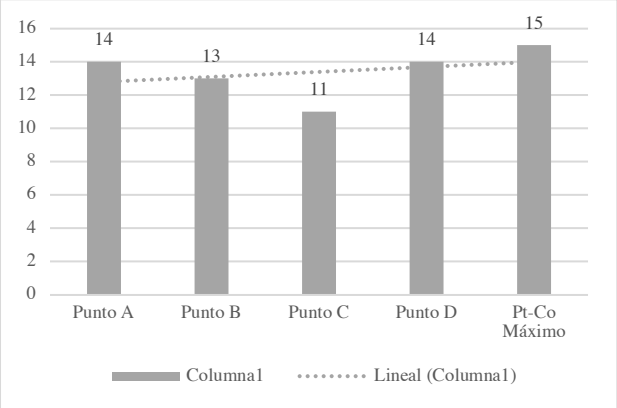


Gráfico 1. Resultados del color de los puntos de bombeo

Cuadro 3. Resultados del color

Media	Desviación Estándar	Coeficiente Variación
13	1,41	10,88

Los resultados de esta investigación contrarrestan los de Mancheno y Ramos (2015); el color debe ser eliminado del agua para poder ser utilizada. En este estudio el color supera el límite máximo (20 Pt-Co) establecido en la Normativa vigente, por lo cual se deben tomar medidas de remoción de color en aquellas que se incumple el valor normado.

Sánchez (2022), en su estudio indica que no se cumplen con los parámetros establecidos por la normativa de agua potable, ya que el valor es de 25 Pt-Co; es decir, por encima del parámetro máximo, lo que puede provocar enfermedades en la población que la consume.

Los valores del presente estudio difieren con los de Pineda (2022), puesto que este autor indica que los valores del análisis de color del agua potable están por encima del valor estándar; es decir, entre 16 - 17 Pt-Co, por lo que no cumple con el límite permisible, afectando la calidad del agua debido a la presencia de hierro y otros metales.

No obstante, es importante considerar el color del agua, ya que puede ser un indicador de diversos contaminantes. Por ejemplo, ciertos hongos pueden liberar pigmentos y metabolitos al agua, alterando su coloración. Asimismo, residuos de heces fecales, óxidos y otros contaminantes también pueden influir en el tono del agua. De esta manera, el análisis del color se convierte en una herramienta esencial para detectar la presencia de estos contaminantes. Si los puntos de bombeo superan los límites establecidos por la INEN 1108 en relación al color, es una señal de que el agua podría no ser segura para el consumo humano.

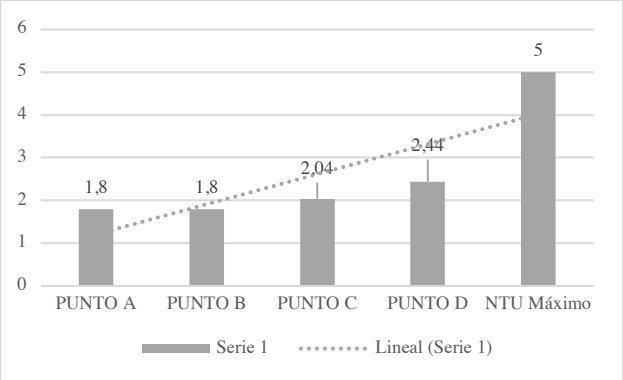


Gráfico 2. Resultados de la turbidez de los puntos de bombeo.

Cuadro 4. Resultados de la turbidez de los puntos de bombeo

Media	Desviación Estándar	Coeficiente Variación
2,02	0,26	12,95

Por otro lado, en el cuadro 2 y gráfico 2 se puede observar que con base en la NTE INEN 971, la turbidez debe estar en el rango de 5 NTU, por tanto, los resultados en los puntos de bombeo A, B, C y D, se encuentran dentro del rango límite; es decir, que no sobrepasan el rango permitido. Estos resultados poseen cierta semejanza a los obtenidos por González (2019), el cual evaluó la calidad de agua captada para el abastecimiento a la ciudad de Baños de Agua Santa de Ecuador (Nahuaso, Nahuaso 2 y San Antonio de Puntzan), mediante el ICA-NSF. Los valores promedio de turbidez obtenidos a partir de los análisis fisicoquímicos fueron de 1,5 NTU (Nahuaso), 0,26 NTU (Nahuaso 2) y 0,51 NTU (San Antonio de Puntzan), los mismos que no sobrepasan los límites máximos permisibles tanto del TULSMA como de la NTE INEN 1108.

Con referencia a lo antes expuesto, en el estudio de Escandón y Cáceres (2022), los valores de turbidez aumentan de acuerdo a las estaciones y es más notorio en la época lluviosa que se registra 4,82 NTU, mientras que en la época seca 2,54 NTU. Este aumento se debe al material arrastrado por los efectos de escorrentía; a pesar de ello, los valores no sobrepasan el valor límite permisible.

De manera similar el estudio de Mancheno y Ramos (2015) sobre la evaluación de la calidad del agua indican que el parámetro de turbidez superó el valor máximo (10 NTU) establecido en la Normativa Nacional Vigente, debiéndose implementar unidades de remoción de turbidez, como nuevos sedimentadores.

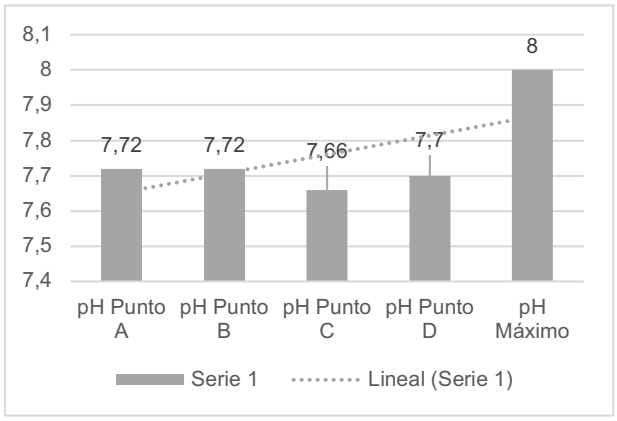


Gráfico 3. Resultados del pH de los puntos de bombeo.

Cuadro 5. Resultados del pH

Media	Desviación Estándar	Coeficiente Variación
7,70	0,03	0,37

Asimismo, en el cuadro 2 y gráfico 3, se destaca que el límite permitido de unidades de pH, estuvo en un rango de 6,5 – 8,0; por ello, los resultados obtenidos de los puntos de bombeo estuvieron dentro de la normativa. En el cuadro 5, se muestra que la media obtenida en el pH de los puntos de bombeo fue de 7,70 cuya desviación estándar fue de 0,03 y el coeficiente de variación de 0,37.

Con referencia a lo antes expuesto, en el estudio de Gutiérrez y Torres (2013), se contrarrestan estos datos, dado que se obtuvo como resultado que: Los valores de pH del agua de salida respecto al agua de entrada disminuyeron en la red de distribución de EMAPAL, mientras que en las redes de PI y FISE disminuyeron el 7,20 y el 7,10 respectivamente. La disminución del pH en el agua de salida puede deberse al tratamiento al que ha sido sometido en las plantas. Los valores promedio de pH obtenidos del agua de salida cumplen con el requisito establecido en la NTE INEN 1108:11. (p.65).

En la investigación de Escandón y Cáceres (2022), se observa que el pH promedio en la época lluviosa es 7,38 y en la época seca es 7,41; por lo tanto, el pH es neutro en las seis estaciones; es decir, que mantiene las condiciones adecuadas para el desarrollo de la vida debido a que se encuentra dentro del rango establecido por la normativa.

Estos resultados son semejantes a los obtenidos por Mancheno y Ramos (2015), donde indican que el pH se

encuentra dentro del rango (6-9) establecido en la Normativa Nacional Vigente, debido a que no existe contacto del agua con sustancias ácidas o básicas que modifiquen su composición respecto a este parámetro.

Cuadro 6. Resultados de metales

Parámetro	Valor promedio				Normativa NTE INEN 1108:2020
	Punto A	Punto B	Punto C	Punto D	
Hg**	0,0049	0,0034	0,0024	0,0027	- 0,006
Ar	0,0043	0,0032	0,0040	0,0030	- 0,01
Cd	0,0026	0,0064	0,0013	0,0054	- 0,003
Cu	A*	A	A	A	- 2,0
Cr	A	A	A	A	- 0,05
Pb	0,0031	0,0039	0,0030	0,0032	- 0,01

A*: ausencia
**:mg/L

Brito *et al.* (2022) resaltan que la contaminación de fuentes hídricas por metales pesados es uno de los problemas ambientales más críticos, dada su toxicidad en el agua de los ríos. Metales como el mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y zinc (Zn) tienen significativa importancia toxicológica. Al interactuar con humanos, pueden causar afecciones cancerígenas, mutagénicas y teratogénicas.

Analizando el cuadro 6, todos los puntos de bombeo evaluados cumplen con la normativa INEN 1108 respecto a los metales pesados. Sin embargo, el estudio referido anteriormente identificó una contaminación por plomo superior a la concentración permitida de 0,001 mg/l. Los datos reflejan concentraciones de plomo que varían entre 0,0031 y 0,0039 mg/l, lo que está en concordancia con las preocupaciones los autores y sugiere contaminación posiblemente derivada de minería ilegal y falta de tratamiento de aguas residuales.

Por otro lado, Cusiche *et al.* (2021) detectaron concentraciones de plomo (0,002 mg/l), cadmio (0,003 mg/l) y arsénico (0,002 mg/l) en el agua, que, aunque dentro de los límites permitidos por la normativa peruana, representan un riesgo debido a su acumulación en órganos como riñón y hígado. Estos hallazgos respaldan nuestros resultados, subrayando la importancia de la vigilancia en la calidad del agua.

Santos (2022) reportó excedencias en los niveles de cromo y plomo según la norma INEN 1108, posiblemente debido a la oxidación en los tanques de tratamiento. Londoño (2016) enfatizó en los riesgos a la salud asociados con la exposición a metales pesados, que pueden causar desde enfermedades crónicas hasta la muerte.

En conjunto, estos hallazgos y comparaciones subrayan la importancia de monitorear y controlar la presencia de metales pesados en las fuentes de agua para proteger la salud pública.

Cuadro 7. Resultados de otros parámetros físicos

Parámetro	Resultado promedio				Normativa NTE INEN 1108:2020
	Punto A	Punto B	Punto C	Punto D	
Fluoruro	0,18*	0,25	0,27	0,42	1,5
Cloro libre residual	0,76	0,77	0,76	0,69	0,3 - 1,5
Nitritos	0,08	0,08	0,08	0,08	3,0
Nitratos	3,30	3,24	3,24	3,44	50,0

*mg/l

Según los datos obtenidos en el cuadro 7, se observa que los análisis fisicoquímicos de los puntos de bombeo evaluados, el agua potable cumple con los límites permitidos con respecto a la NTE INEN 1108:2020.

Los resultados de esta investigación, guardan relación con el estudio de Fernández y Tuso (2020) sobre el tratamiento de agua potable para la población de Mulaló, provincia de Cotopaxi, donde se obtuvo un valor de nitratos de 2 y nitrito de 0,007, por lo que se encuentran dentro del límite máximo permisible.

En este estudio, el fluoruro se encuentra dentro de los límites permisibles por la normativa del agua potables. A diferencia del estudio de Santos (2022) donde el parámetro fluoruro supera (>25mg/L); el límite permisible establecido por la norma INEN 1108 (1,5 mg/l). Este parámetro posee un nivel de riesgo intermedio para el consumo humano, por lo que se recomienda la aplicación de un protocolo de atención a los problemas de calidad de agua por contaminación química en el que se consideren inspecciones ordinarias dentro de la planta potabilizadora.

El fluoruro, puede ser perjudicial para la salud. La principal afectación que puede causar el consumo excesivo de este compuesto es sobre el sistema óseo, causando fluorosis esquelética, la cual es una discapacidad invalidante (Boischio, 2019).

Los resultados de este trabajo, contrarrestan con los del estudio de Santos (2022), donde el cadmio y el plomo afectan funciones endócrinas mediante el bloque de acuaporinas y la interferencia con las funciones esenciales de cationes como el magnesio y el zinc.

En el presente estudio, el cloro residual estuvo dentro de los parámetros establecidos del proceso de potabilización del agua. De acuerdo con Chica y Chimborazo (2020), el cloro libre residual tiene un valor de 0,3 mg/L, que llega al mínimo establecido. Los resultados obtenidos de cloro libre residual indican que el proceso de caseta de cloración (ubicada en la zona alta en la comunidad Rural Sisid Anejo) no es adecuado ni eficiente, debido a las bajas concentraciones de cloro libre desde la planta de tratamiento hasta los diferentes puntos.

En función de lo expuesto, Panta (2021) encontró resultados similares en su estudio realizado en la Urbanización Beata Mercedes Molina, provincia del Guayas, el cual demostró valores prácticamente nulos de cloro libre desde el punto de tratamiento hacia su distribución.

Asimismo, el Ministerio de Salud (2020), afirma que el agua para consumo humano debe ser inocua; es decir, que su consumo, no debe ocasionar ningún riesgo para la salud. Esta debe ser adecuada para todos los usos domésticos habituales, incluida la higiene personal. Las personas pueden ser más o menos vulnerables en las distintas etapas de su vida, es así que, las personas que presentan mayor riesgo de contraer enfermedades transmitidas por el agua son los lactantes y los niños de corta edad, las personas debilitadas o que viven en condiciones antihigiénicas y los ancianos.

Cuadro 8. Resultados de *Cryptosporidium y Giardia*

Parámetro	Resultado promedio			
	Punto A	Punto B	Punto C	Punto D
Giardia	A*	A	A	A
Cryptosporidium	A	A	A	A

A: ausencia*

En este estudio, no hubo presencia de *Cryptosporidium* y *Giardia* en los puntos de bombeo como se muestra en el cuadro 8. Estos resultados tienen similitud con el de Poveda y Sánchez (2022), donde se realizó un análisis microbiológico de agua potable según la norma INEN 1108:2020 de dos sectores del cantón Durán - provincia del Guayas, en donde cinco puntos de muestreo, las bacterias de *Cryptosporidium* y *Giardia* revelan ausencia.

La presencia de *Cryptosporidium* y *Giardia* en el agua potable puede traer graves consecuencias para la salud. Ambos organismos son parásitos intestinales que pueden causar enfermedades gastrointestinales en los seres humanos. Cuando se ingieren, pueden causar síntomas como diarrea, dolor abdominal, náuseas, vómitos, fiebre y deshidratación. Estos síntomas pueden ser especialmente graves en personas con sistemas inmunológicos debilitados, como los ancianos, los niños pequeños y las personas con enfermedades crónicas.

Cuadro 9. Resultados de coliformes fecales

Puntos de Bombeo	Coliformes fecales			Media	Normativa
	Semana 1	Semana 2	Semana 3		
Punto A	51,67	48,33	48,67	49.56	Número/ 100 mL Ausencia
Punto B	53,67	52,33	57,00	54.33	
Punto C	62,67	64,33	65,00	64	
Punto D	50,00	47,33	48,67	48.67	

En este estudio, se puede observar que no se cumple la normativa de la calidad de agua potable debido que en los distintos puntos evaluados, los valores sobrepasan el límite permitido según la normativa (ausencia) mostrados en el cuadro 9. Cabe resaltar que estas tomas se analizaron en diferentes instantes de tiempo.

Por otro lado, si no se cumple con la normativa vigente para la calidad del agua esto puede causar enfermedades que afectan a la salud. Dicha regulación manifiesta que el agua de mala calidad es un vehículo transmisor de enfermedades debido a que puede contener microorganismos patógenos o sustancias, que, al ser ingeridas, causan algún daño en el organismo y pueden provocar cuadros de ascariosis, fiebre tifoidea, botulismo, cólera, disentería, teniasis, la cisticercosis, entre otras.

Cuadro 10. Datos estadísticos descriptivos

	Media	Desviación	N
Punto A	49,56	3,504	9
Punto B	55,33	3,122	9
Punto C	63,67	2,062	9
Punto D	48,67	2,958	9

Cuadro 11. Correlaciones de puntos

		Punto A	Punto B	Punto C	Punto D
Punto A	Correlación de Pearson	1	-,065	-,404	-,342
	Sig. (bilateral)		,869	,281	,368
	Suma de cuadrados y productos vectoriales	98,222	-5,667	-23,333	-28,333
	Covarianza	12,278	-,708	-2,917	-3,542
	N	9	9	9	9
Punto B	Correlación de Pearson	-,065	1	,563	-,352
	Sig. (bilateral)	,869		,114	,353
	Suma de cuadrados y productos vectoriales	-5,667	78,000	29,000	-26,000
	Covarianza	-,708	9,750	3,625	-3,250
	N	9	9	9	9
Punto C	Correlación de Pearson	-,404	,563	1	-,410
	Sig. (bilateral)	,281	,114		,273
	Suma de cuadrados y productos vectoriales	-23,333	29,000	34,000	-20,000
	Covarianza	-2,917	3,625	4,250	-2,500
	N	9	9	9	9
Punto D	Correlación de Pearson	-,342	-,352	-,410	1
	Sig. (bilateral)	,368	,353	,273	
	Suma de cuadrados y productos vectoriales	-28,333	-26,000	-20,000	70,000
	Covarianza	-3,542	-3,250	-2,500	8,750
	N	9	9	9	9

De acuerdo al criterio de Hernández *et al.* (2018), el coeficiente de Pearson menciona en qué grado los sujetos tienen un mismo orden en dos variables; dicho esto, con

base en el muestreo realizado para coliformes fecales (cuyo recuento fue bajo el método Filtrado con membrana ColiBlue24), se reveló que existe una correlación muy fuerte entre el Punto A y el Punto B; esto quiere decir que los datos se asemejan entre sí. Por el contrario, el Punto C y D tienen una correlación muy débil de acuerdo a los datos calculados en el SPSS Statistics 26.

Este estudio tiene comparación con el realizado por García (2020), donde el agua potable se encuentra contaminada por coliformes fecales, los cuales están en altas concentraciones, con un promedio de 8 UFC/100 mL. Asimismo, el estudio de Escandón y Cáceres (2022), demuestra que los coliformes fecales estuvieron presentes solo en las dos últimas estaciones con un promedio de 7 NMP/100 ml y 6 NMP/100 ml en la época lluviosa y seca; esta concentración, se debe a que en la estación E005 y E006 es una zona poblada.

CONCLUSIONES

El análisis realizado sobre la calidad del agua potable muestra que esta cumple con las normativas vigentes en aspectos clave como el color, la turbidez y el pH. Se encontró que los valores de color estaban por debajo del límite de 15 Pt-Co, la turbidez no superó 5 NTU, y el pH se mantuvo en un rango aceptable de 6.5 a 8.0. Además, en cuanto a otros parámetros fisicoquímicos, los niveles de fluoruro estuvieron dentro de los límites seguros. Aunque los niveles de nitritos y nitratos también se encontraron dentro de los rangos aceptables, los niveles de nitratos se acercaron al límite máximo permitido, lo que sugiere la necesidad de vigilancia continua. Por otro lado, las muestras estudiadas mostraron una ausencia de metales pesados y de parásitos como Giardia y Cryptosporidium, lo cual es indicativo de la no contaminación del agua con estos elementos nocivos. Sin embargo, un hallazgo preocupante fue la presencia significativa de coliformes fecales, especialmente entre los puntos de muestreo A y B, superando los límites permitidos y señalando una posible contaminación del agua. Esto representa un riesgo para la salud pública y subraya la importancia de implementar estrategias de control y monitoreo para asegurar la calidad del agua. En general, aunque el agua cumple con varios estándares de calidad, la presencia de coliformes fecales y los niveles cercanos al límite de nitratos requieren atención y acciones correctivas para garantizar la seguridad del suministro de agua.

LITERATURA CITADA

Alzahrani, F., Collins, A. R., & Erfanian, E. 2020. Drinking water quality impacts on health care expenditures in the United States. Water Resources and Economics, 32:100162. https://doi.org/10.1016/j.wre.2020.100162

Arellano, A. y Lindao, V. 2019. Efectos de la gestión y la calidad del agua potable en el consumo del agua embotellada. Revista Digital Novasinergia, 2(1):15-23. https://doi.org/10.37135/unach.ns.001.03.02

Baird, R., Rice, E. W., & Eaton, A. D. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.

Boischio, A. 2019. Flúor en el agua de consumo. Obtenido de OPS y OMS. https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=8193:2013-fluor-agua-consumo&Itemid=39798&lang=es

Brito, M., Méndez, P., Alvarado, R., & Cazorla, X. 2022. Evaluación de la contaminación por metales pesados del Río Cuchipamba, Morona Santiago. Polo del Conocimiento, 7(7):1987-2013.

Celis, M. Y. D., González, L. M. D., Macanal, P. E., & Carrero, S. H. S. 2018. Índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano en zonas urbanas del departamento de Boyacá, Colombia 2004-2013. Facultad Nacional de Salud Pública: El escenario para la salud pública desde la ciencia, 36(3 (septiembre-diciembre)), 101-109. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7017045

Chica, E. y Chimborazo, S. 2020. Control de Calidad Física Química y Microbiológica del agua potable de la Comunidad Rural Sisid Anejo, Parroquia Ingapirca, Provincia del Cañar. [Tesis de Grado, Universidad de Cuenca]. https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/34618/1/Trabajo%20de%20titulaci%C3%B3n.pdf

Cusiche, L., Espinoza, C., & Espinoza, G. 2021. Determinación de metales pesados en agua para consumo humano de la ciudad de Junín. Prospectiva Universitaria, 18(1):51-56. https://revistas.uncp.edu.pe/index.php/prospectiva/article/download/1416/1597/3495

Delpla, I., Proulx, F., & Rodríguez, M. J. 2020. A methodology to prioritize spatio-temporal monitoring of drinking water quality considering population vulnerability. Journal of Environmental Management, 255:109869. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719315877?via%3Dihub

Ding, X., Dong, X., Hou, B., Fan, G., & Zhang, X. 2021. Visual platform for water quality prediction and pre-warning of drinking water source area in the Three Gorges Reservoir Area. Journal of Cleaner Production, 309:127398. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127398

Epitia, N. 2019. Análisis de calidad de agua potable con relación a sus parámetros fisicoquímicos, biológicos

y crecimiento de Lemna minor en la estancia de Lurín, Lima 2015-2016. [Tesis de posgrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. http://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/10715

Escandón, C. y Cáceres, M. 2022. Análisis de la calidad del agua mediante parámetros fisicoquímicos y macroinvertebrados bentónicos, presentes en la microcuenca del Río San Franciscogualaceo. [Tesis de Grado, Universidad Politécnica Salesiana Sede Cuenca]. https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/21649/1/UPS-CT009509.pdf

Fernández, G. y Tuso, W. 2020. Diseño de una planta de tratamiento de agua potable para la población de Mulaló, provincia de Cotopaxi. [Tesis de Grado, Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito]. https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/19175/1/UPS%20-%20TTS116.pdf

García, A. 2020. Evaluación de contaminación microbiológica (coliformes totales, Escherichia coli y enterococos) en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. [Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional]. https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/26258/1/garciarod1.pdf

García-Ávila, F., Ramos- Fernández, L., Pauta, D., & Quezada, D. 2018. Evaluation of water quality and stability in the drinking water distribution network in the Azogues city, Ecuador. Data in Brief, 18:111-123. https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.03.007

González, A. 2019. Evaluación de la Calidad de Agua captada para el abastecimiento a la ciudad de Baños de Agua Santa mediante el ICA-NSF. [Tesis de Grado, Universidad Central del Ecuador]. http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/18145/1/T-UCE-0012-FIG-091.pdf

Gutiérrez, D y Torres, M. 2013. Estudio comparativo y estadístico de la calidad del agua potable en las redes de distribución de la parroquia Guapán del cantón Azogues. [Tesis de Grado, Universidad de Cuenca]. https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/4750/3/TESIS.pdf

Hernández, J., Espinosa, J., Peñaloza, M., Rodríguez, J., Chacón, J., Toloza, C., Arenas, M., Carillo, S. y Bermúdez, V. 2018. Sobre el uso adecuado del coeficiente de correlación de Pearson: definición, propiedades y suposiciones. Archivos Venezolanos de Farmacología y Terapéutica, *37*(5):1-9.

INEN. 2020. NTE INEN 1108 (Norma Técnica Ecuatoriana N.o 1108). Servicio Ecuatoriano de Normalización.

Intriago, J., & Quiroz, L. 2021. Calidad del agua de la cuenca media del río Portoviejo. Estrategias para mitigar la contaminación. Polo del Conocimiento: Revista científico - profesional, 6(6):1172-1195. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8016977

Londoño, F. 2016. Los riesgos de los metales pesados. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, 14(2): 145-153. DOI:10.18684/BSAA(14)145-153

Lucas, L. y Carreño, Á. 2018. Calidad de agua de consumo humano en las comunidades balsa en medio, Julián y Severino de la microcuenca Carrizal, Ecuador. Revista del Instituto de investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas, 21(42):39-46. https://doi.org/10.15381/iigeo.v21i42.15785

Mancheno, G. y Ramos, C. 2015. Evaluación de la calidad del agua en la quebrada Huarmiyacu del Cantón Urcuqui, Provincia de Imbabura para el prediseño de la planta de potabilización de agua para consumo humano de las poblaciones de San Blas y Urcuqui. [Tesis de Grado, Universidad Escuela Politécnica Nacional]. https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/9219/3/CD-6112.pdf

Ministerio de Salud Pública. 2020. *Guía de Agua Segura*. https://www.salud.gob.ec/wp-content/uploads/2020/12/Guia-Agua-Segura.pdf

Ondieki, J. K., Akunga, D. N., Warutere, P. N., & Kenyanya, O. 2021. Bacteriological and physico-chemical quality of household drinking water in Kisii Town, Kisii County, Kenya. Heliyon, 7(5):e06937. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06937

Olaya, A., Rodríguez Delgado, M. C., & Rodas Sánchez, J. C. 2019. Algunos factores de riesgo asociados a la calidad del agua potable, municipio Dosquebradas. 2017-2018.

Panta, K. 2021. Evaluación de la calidad del agua potable mediante las características físico químicas y microbiológicas desde abril a junio del 2021. [Tesis de Grado, Universidad Agraria del Ecuador]. https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/PANTA%20COELLO%20KLEBER%20AARON.pdf

Pazmiño, J. 2021. Prevalencia de enfermedades transmitidas por consumo de agua insegura en el sector de Pianguapi. [Tesis de Grado, Pontificada Universidad Católica del Ecuador, Esmeraldas.]. https://repositorio.pucese.edu.ec/bitstream/123456789/2767/1/Pasmi%c3%b1o%20Garc%c3%ada%20Jenyffer%20Jeannine.pdf

Pineda, V. 2022. Estudio de la calidad del agua potable en barrios del sector de la curva de la parroquia Puerto Bolívar, 2021. [Tesis de Grado, Universidad Técnica de Manabí]. http://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/18627/1/T-27501_PINEDA%20ENCALADA%20VIVIANA%20SOLANGE.pdf

Poveda, N., & Sánchez, K. 2022. Análisis microbiológico de agua potable según la Norma INEM 1108:2020 de dos sectores del Cantón Durán - Provincia del Guayas. [Tesis de Grado, Universidad de Guayaquil]. http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/65582/1/BCIEQ-T-%200837%20Poveda%20C%C3%A1rdenas%20Nathaly%20Leonor%3B%20S%C3%A1nchez%20Baidal%20Karla%20Eloisa.PDF

Quiroz, L., Ortiz, E., & Moreno, I. 2018. Impacto socio ambiental de la calidad del agua del río Portoviejo en el período 2014-2017. RECUS: Revista Electrónica Cooperación Universidad Sociedad, *3*(2):34-36. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6719906

Radfard, M., Soleimani, H., Azhdarpoor, A., Faraji, H., & Mahvi, A. H. 2018. Dataset on assessment of physical and chemical quality of groundwater in rural drinking water, west Azerbaijan Province in Iran. Data in Brief, 21:556-561. https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.09.078

Rocha-Melogno, L., Yoo, R., Broesicke, O., Kallergis, A., Garcia, J., Herbas, E., Torrez-Daza, A., Johnson, A., Boey, D., Beard, V., Frisbie, S. H., Murcott, S., & Brown, J. 2019. Rapid drinking water safety estimation in cities: Piloting a globally scalable method in Cochabamba, Bolivia. Science of The Total Environment, 654:1132-1145. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.119

Sánchez, N. 2022. Diseño de un filtro para el tratamiento de aguas de aljibe en la vereda sucre occidental en Chiquinquirá. [Tesis de Grado, Fundación Universidad de América]. https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/8832/4/6182507-2022-1-IQ.pdf

Santos, A. 2022. Evaluación de calidad físico-química y biológica del agua potable de la ciudadela san miguel, Cantón Montalvo-Provincia de los Ríos. [Tesis de Grado, Universidad Agraria Del Ecuador]. https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/SANTOS%20ANCHUNDIA%20ROSSANA%20MERCEDES.pdf

Van den Berg, H. H. J. L., Friederichs, L., Versteegh, J. F. M., Smeets, P. W. M. H., & de Roda Husman, A. M. 2019. How current risk assessment and risk management methods for drinking water in The Netherlands cover the WHO water safety plan approach. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 222(7):1030-1037. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.07.003